

Université Lille Nord de France
Ecole Doctorale
Sciences de la Matière, du Rayonnement et de l'Environnement

Thèse
Pour obtenir le grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LILLE 1
Discipline : Géoscience, Ecologie, Paléontologie, Océanographie

Par
Sophie LOZACH

**Habitats benthiques marins du bassin oriental de la Manche :
Enjeux écologiques dans le contexte d'extraction de granulats marins**

Présentée le 16 décembre 2011 devant un jury composé de :

Roger COGGAN, Docteur, Chercheur, CEFAS-Laboratoire de Lowestoft

Robert LAFITE, Professeur, Université de Rouen

Guy BACHELET, Directeur de Recherche CNRS, Université Bordeaux 1

Frank GENTIL, Maître de Conférences, Université Pierre et Marie Curie

Alain TRENTESAUX, Professeur, Université de Lille Nord de France

Jean-Claude DAUVIN, Professeur, Université Caen-Basse Normandie

Jan VANDENBROECK, Directeur de la Société de Dragage Internationale

Rapporteur

Rapporteur

Examineur

Examineur

Examineur

Directeur de Thèse

Responsable CIFRE, invité

Ce travail a été financé par le Groupement d'Intérêt Economique Granulats de la Manche Orientale et la Société de Dragage International dans le cadre d'une bourse de thèse CIFRE en collaboration avec l'université Lille Nord de France et le Laboratoire d'Océanologie et Géoscience de Wimereux.



Je remercie Jean-Marie Dewarumez, ancien Directeur de la Station Marine de Wimereux, de m'avoir accueillie au sein du laboratoire lors de mes deux premières années de thèse, et je remercie Bernadette Tessier, Directrice du laboratoire M2C, de m'avoir accueillie à Caen pour ma dernière année de thèse.



Une partie de mon travail s'insère dans le cadre du programme européen INTERREG IVa CHARM 3 et dans le projet Seine Aval COLMATAGE du Groupement d'Intérêt Public S.A.



Avant propos

Ce mémoire est l'occasion d'exprimer mes remerciements à l'ensemble des personnes qui m'ont aidée et encouragée.

Je tiens à remercier le Pr Jean-Claude Dauvin, pour m'avoir proposé cette thèse, et pour la qualité de son encadrement, son positivisme et sa disponibilité tout au long de ces trois années.

Je remercie Mr Jan Vandebroek, responsable CIFRE en entreprise, avec qui j'ai eu des entretiens réguliers tout au long de ma thèse, ce qui m'a permis de rester en lien avec les enjeux de l'entreprise par rapport à mon travail.

Merci aux membres de mon comité de thèse, Roger Coggan, Louis Daridon, Frank Gentil et Robert Lafite pour leur regard critique sur mon travail.

Dans le cadre des missions en mer, je remercie tous mes collègues de 'l'équipe Benthos' de Wimereux toujours très efficaces et enthousiastes pour nos sorties, quelle que soit la météo et bien sûr les équipages des différents Navires Océanographiques sur lesquels j'ai pu travailler : le "*Côtes de la Manche*", le "*Côte d'Aquitaine*", le "*Sépia*", et même un passage sur le "*CEFAS Endeavour*".

Pour avoir travaillé dans deux laboratoires, la Station Marine de Wimereux et le laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière de Caen, j'exprime toute ma sympathie à tous mes collègues qui ont été d'une précieuse aide technique (particulièrement à Wimereux !) et morale et qui m'ont permis rester motivée même dans les moments difficiles.

Il ne faut pas oublier tous les amis que j'ai pu rencontrer sur mon chemin. Tout d'abord mes très chers colocataires et squatteurs de la maison sur la falaise (toujours pas tombée !), et ma chère colocataire de Caen qui a dû me supporter pendant ces longues soirées de rédaction... Et aussi tous les copains thésards et collègues des deux labos toujours partant pour se changer les idées ! ☺

A special thanks to Chris, and to all my dear 'English side' friends. That's always so 'exotic' to see you over there!

Enfin, je m'excuse auprès de ma famille de n'avoir pas été très présente ces derniers mois, et je leur dédie ce mémoire.

Sommaire

CHAPITRE I : Introduction générale et aperçu régional	17
I.1 Caractéristiques physiques du bassin oriental de la Manche	23
I.1.1 Hydrodynamisme.....	23
I.1.2 Couverture sédimentaire	25
I.1.3 Réseau de paléovallées.....	26
I.2 Communautés benthiques du bassin oriental de la Manche	29
I.2.1 Différentes unités biosédimentaires	29
I.2.2 Carte des habitats benthiques du bassin oriental de la Manche	33
I.3 Objectifs généraux et stratégie d'étude.....	35
I.3.1 Comment identifier le niveau d'anthropisation d'un écosystème ?	35
I.3.2 Evaluer les changements écologiques.....	37
 CHAPITRE II : Structure de la communauté benthique de la zone du Permis Exclusif de Recherche Manche Orientale	 39
II.1 Campagnes BEMACE et ROVMACE : méthodologie détaillée.....	43
II.1.1 Contexte de l'étude.....	43
II.1.2 Site d'étude	45
II.1.3 Acquisition des données macrobenthiques	48
II.2 Traitement des échantillons benthiques	51
II.2.1 Analyses en laboratoire.....	51
II.2.2 Traitements statistiques.....	52
II.3 Caractérisation de la communauté benthique du site du PER	55
II.3.1 Rappel de la grille d'échantillonnage	55
II.3.2 Description des fonds sédimentaires	56
II.3.3 Macrobenthos.....	59
II.4 Suivi temporel de la structure de la communauté des graviers ensablés	65
II.4.1 Résultats et discussion du suivi benthique : Publication	65
II.4.2 Bilan : principe d'une « ligne de base »	88

CHAPITRE III : Approche fonctionnelle de la communauté benthique de la zone du PER Manche Orientale91

III.1 Comment mesurer le fonctionnement de la communauté benthique du PER Manche Orientale ?.....	95
III.1.1 Choix des indicateurs	95
III.1.2 Matériel et méthode.....	97
III.2 Propriétés fonctionnelles de la communauté benthique de la zone du PER Manche Orientale.....	101
III.2.1 Qualité écologique.....	101
III.2.2 Santé écologique	108
III.3 Capacités de réponse des communautés benthiques face aux perturbations.....	125
III.3.1 Propriétés de la stabilité d'un écosystème	125
III.3.2 Synthèse : cas de la communauté benthique du PER.....	130

CHAPITRE IV : La typologie EUNIS des habitats benthiques : caractéristiques de la zone du Permis Exclusif de Recherche Manche Orientale dans le bassin oriental de la Manche.....139

IV.1 Contexte scientifique	143
IV.1.1 Programme Européen CHARM 3	143
IV.1.2 Habitats benthiques	145
IV.1.3 Objectifs de l'action 5	148
IV.2 Acquisition et traitement des données	155
IV.2.1 Objectifs spécifiques de l'étude.....	155
IV.2.2 Campagnes benthiques de 1999 à 2007	156
IV.2.3 Campagne VIDEOCHARM 2010	161
IV.3 Assemblages benthiques des sédiments grossiers sublittoraux.....	167
IV.3.1 Analyses des données.....	168
IV.3.2 Premiers résultats et interprétation.....	169
IV.4 Vers la description des habitats benthiques	181
IV.4.1 Discussion générale.....	181
IV.4.2 PER Manche Orientale dans le bassin oriental de la Manche	183
IV.4.3 Perspectives de recherche sur les habitats benthiques	185

CHAPITRE V : Vers des pratiques innovantes d'extraction des granulats marins favorisant la récupération des communautés benthiques193

V.1 Gestion environnementale face au dragage des granulats marins	199
V.1.1 Dragage des granulats marins	199
V.1.2 Impacts sur le compartiment benthique.....	200
V.1.3 'Bonne pratique' de gestion des dragages	211
V.2 Quid du protocole de dragage du PER Manche Orientale ?.....	217
V.2.1 Moyens d'extraction des granulats marins	217
V.2.2 Planification stratégique des opérations de dragage	220
V.2.3 Evaluation du protocole.....	223
V.3 Suivi benthique de la future concession.....	227
V.3.1 Propositions du G.I.E. G.M.O.....	227
V.3.2 Adaptation du protocole d'échantillonnage biosédimentaire	230
V.3.3 Détecter les changements écologiques	241
V.3.4 Conclusions.....	251

Conclusions générales et perspectives d'études.....253

Références Bibliographiques.....261

ANNEXES

Publication : Lozach, S., Dauvin, J.C., Méar, Y., Murat, A., Davoult, D., et Migné, A., 2011. Sampling epifauna, a necessity for a better assessment of benthic ecosystem functioning: An example of the epibenthic aggregated species *Ophiothrix fragilis* from the Bay of Seine. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 2753-2760.

Liste des Figures

Chapitre I

Figure I.1 : Cadre géographique de la zone d'étude, les divisions de la Manche.

Figure I.2 : Carte des courants résiduels en Manche.

Figure I.3 : Distribution générale des types lithographiques de sédiments superficiels dans le bassin oriental de la Manche.

Figure I.4 : La Manche orientale, carte des paléovallées et des bancs sableux.

Figure I.5 : Carte des habitats benthiques du bassin oriental de la Manche selon la typologie EUNIS.

Chapitre II

Figure II.1 : Localisation et statut administratif des sites d'extraction de granulats marins dans le bassin oriental de la Manche en 2009. En fond de carte, l'épaisseur des sédiments des paléovallées.

Figure II.2 : Calendrier des démarches administratives, des opérations en mer dans le cadre de l'état de référence et des recherches scientifiques réalisées sur le site potentiel d'extraction de granulats marins PER 'Manche Orientale'.

Figure II.3 : Localisation des zones et sous zones du PER Manche Oriental dans le bassin oriental de la Manche.

Figure II.4 : Localisation de l'ensemble des stations du suivi sur le site du PER Manche Oriental.

Figure II.5 : la benne Hamon, le tamisage des échantillons, leur conditionnement et manipulation du ROV Seabotix LBV200L².

Figure II.6 : Schéma décrivant les sources de données exploitées selon les études réalisées.

Figure II.7 : Stations de prélèvements à la benne Hamon des campagnes BEMACE 1 et 2.

Figure II.8 : Distribution des classes granulométriques en fonction des tamis. Exemple des stations 13 et 37.

Figure II.9 : Courbes des fréquences cumulées des fractions granulométriques pour les stations prélevées en 2007.

Figure II.10 : Diagramme de Folk et photos des sédiments prélevés sur la zone en avril 2009 (ROVMACE 1).

Figure II.11 : Pourcentage moyen des différentes fractions granulométriques et teneur en matière organique selon le statut des stations.

Figure II.12 : Abondances moyennes et proportions des différents phyla mesurés lors des campagnes BEMACE 1 (juin-07) et BEMACE 2 (août-07) dans les zones A et C.

Figure II.13 : Courbe de dominance cumulée de la macrofaune dénombrable (données d'abondance) prélevée pendant les campagnes BEMACE 1 et BEMACE 2.

Figure II.14 : Courbes aire-espèces calculées à partir des prélèvements réalisés aux zones A (a) et zone C (b) pendant les campagnes BEMACE 1 et BEMACE 2.

Figure II.15 : Caractérisation de l'épifaune sessile non dénombrable pour les campagnes BEMACE.

Figure II.16: Localisation of the PER Manche Orientale sites on the map of the eastern English Channel paleovalley and sandbank (Auffret et al., 1982) and localisation of the sampling stations.

Figure II.17: Comparison of the sediment particle size composition determined from samples taken in spring (a) and at the end of summer (b). Each symbol indicates one sample.

Figure II.18: Two-dimensional PCA ordination of sediment characteristics.

Figure II.19: MDS ordination of Bray-Curtis similarities from countable species abundance data.

Figure II.20: ABC curves comparing each sampling period for zone A and C.

Figure II.21: Range of variation calculated from pairwise comparison between the mean value calculated over the six surveys and the mean value of different univariate indices for each survey in each zone.

Chapitre III

Figure III.1 : Vue conceptuelle des systèmes côtiers marins.

Figure III.2 : Localisation des stations considérées dans le cadre de l'étude des propriétés fonctionnelles du macrobenthos sur le site du PER Manche Oriental.

Figure III.3 : Tendances moyennes par zone de l'évolution de la valeur de l'indice de Shannon (en haut) et de l'indice de régularité de Pielou (en bas) au cours du temps au site du PER « Manche Orientale ».

Figure III.4 : Tendances moyennes par zone de l'évolution de la valeur de l'AMBI au cours du temps au site du PER « Manche Orientale ».

Figure III.5: Diagramme représentant les proportions des espèces pour chaque groupe trophique selon les catégories de Garcia (2010) et Word (1979).

Figure III.6 : Tendances moyennes par zone de l'évolution de la valeur de l'ITI au cours du temps au site du PER « Manche Orientale ».

Figure III.7 : Evolution de la biomasse moyenne (avec les écarts types) au cours du temps, en fonction de chaque zone.

Figure III.8 : Tendances moyennes par zone de l'évolution de la valeur de production somatique (en haut) et le ratio P/B (en bas) au cours du temps au site du PER « Manche Orientale ».

Figure III.9 : Analyse factorielle des correspondances à partir de la matrice traits-stations.

Figure III.10 : Histogramme présentant la diversité des traits écologiques des organismes benthiques du PER «Manche Orientale » pour les différentes zones.

Figure III.11 : Histogramme présentant la diversité des traits d'histoire de vie et des traits morphologiques des organismes benthiques du PER « Manche Orientale » pour les différentes zones.

Chapitre IV

Figure IV.1 : Typologie et classification des habitats benthiques EUNIS. Déclinaison des différents niveaux de la hiérarchie des habitats marins benthiques.

Figure IV.2 : Cartographie des habitats de niveau 5 EUNIS en Baie de Seine selon que l'on suive la classification par la méthode descendante ou ascendante.

Figure IV.3 : Station de prélèvement à la benne Hamon incluses de la base de données benthiques CHARM III.

Figure IV.4 : Stations de prélèvement de la faune macrobenthique des campagnes françaises de la base de données CHARM III dans le bassin oriental de la Manche.

Figure IV.5 : Schéma résumant la sélection des stations pour la construction de la base de données « sédiments grossiers sublittoraux ».

Figure IV.6 : Classification des habitats EUNIS, rappel des descripteurs permettant la distinction des habitats de niveau 3.

Figure IV.7 : Sélection des stations pour l'étude préliminaire sur la diversité des habitats benthiques des sédiments grossiers dans le bassin oriental de la Manche.

Figure IV.9 : De gauche à droite, le sonar à balayage latéral, la benne Hamon et le ROV Seabotix LBV200L, avec en bas des exemples d'observations obtenues sur le terrain pour chacun de ces équipements permettant l'étude des fonds marins.

Figure IV.10 : Equipement vidéo avec le ROV et son ombilic à gauche, et à droite de haut en bas, l'installation dans le laboratoire à bord du « Côtes de la Manche », le boîtier de commande et le système de positionnement.

Figure IV.11 : Quelques données sur les paramètres environnementaux, la distribution des différentes fractions sédimentaires et les profondeurs pour chaque site d'échantillonnage.

Figure IV.12 : MDS à partir de l'ensemble des stations de la base de donnée « sédiments grossiers sublittoraux ».

Figure IV.13 : MDS à partir du sous-ensemble de stations dans la partie centrale du bassin oriental de la Manche de la base de données « sédiments grossiers sublittoraux ».

Figure IV.14 : Valeurs moyennes des différents paramètres structuraux et fonctionnels pour différents groupes de stations à travers le bassin oriental de la Manche.

Figure IV.15 : Nombre d'espèces moyen pour un prélèvement de 0,5 m² pour chaque groupe de stations du gradient longitudinal, avec le nombre d'espèces de la faune dénombrable et de la faune coloniale.

Figure IV.16 : Carte de l'ensemble des observations ROV réalisées dans le cadre de ma thèse dans le bassin oriental de la Manche, avec la distinction des vidéos prises dans les habitats grossiers sublittoraux des autres types sédimentaires.

Figure IV.17 : Comparaison de différentes descriptions visuelles du sédiment, par le prélèvement ou par une image extraite d'une vidéo. Les images ROV montrent une grande différence dans la richesse spécifique de l'épifaune sessile entre les deux stations.

Figure IV.18 : Comparaison de différentes descriptions visuelles du sédiment, par le prélèvement ou par une image extraite d'une vidéo. Les images ROV montrent l'hétérogénéité des profils sédimentaires, que l'on peut observer à l'échelle de plusieurs stations par les prélèvements sédimentaires, ou à l'échelle d'une station, par les observations ROV.

Chapitre V

Figure V.I : Impact de l'exploitation du milieu ; répercussions physiques et biologiques induites lors de l'extraction des granulats marins sur le fond par une drague aspiratrice.

Figure V.2 : (a) Diagramme simplifié montrant le changement de proportion de faune de sédiments de type graviers pour une faune de sédiments de type sables en réponse à un changement de type sédimentaire lié à l'exploitation des granulats marins. (b) Modèle simplifié de changement du benthos après cessation de dragage des granulats marins.

Figure V.3 : Localisation de quelques sites d'extraction de granulats marins dans le bassin oriental de la Manche. En fond de carte, les habitats benthiques selon la typologie EUNIS. Les temps de récupération biologiques (T_{bio}) qui ont été estimés sont mesurés à chaque site et sont indiqués sur la carte, avec certains détails entre parenthèses si des traitements particulier d'atténuation ont été appliqués.

Figure V.4 : Les différentes phases de la vie d'une exploitation d'un site d'extraction de granulats marins.

Figure V.5 : La drague aspiratrice en marche Charlemagne.

Figure V.6 : Illustration de l'importance du panache turbide en fonction de l'orientation de la drague par rapport au courant selon trois directions de navigation.

Figure V.7 : Programme d'exploitation du PER Manche Orientale, découpages en bande des concessions demandées dans les zones A et C.

Figure V.8 : Simulation de la stratégie d'exploitation des granulats marins en bandes alternées envisagée par le G.I.E. G.M.O. pour le site du PER Manche Orientale, les schémas illustrent les opérations sur a zone A.

Figure V.9 : Comparaison du protocole d'échantillonnage biosédimentaire dit 'initial' inscrit dans la demande de concession avec le protocole adapté proposé dans cette étude.

Figure V.10 : Résumé du protocole de suivi approfondi ; calendrier et carte des suivi biosédimentaire basés sur le protocole adapté à la fois le suivi à long terme et le suivi approfondi.

Figure V.11 : Schéma explicatif des différentes approches permettant de détecter les changements écologiques.

Figure V.12 : Etablissement des seuils de gestion : relations entre les conditions de référence cible et limite avec l'état de référence non perturbé.

Liste des Tableaux

Chapitre I

Tableau I.1 : Caractéristiques faunistiques et sédimentaires des différentes communautés macrobenthiques de l'ensemble biosédimentaire des fonds grossiers du bassin oriental de la Manche.

Chapitre II

Tableau II.1 : caractéristiques géophysiques de la zone d'étude. Résultats de l'étude d'impact du PER « Manche orientale ».

Tableau II.2 : Descriptif des missions en mer réalisées sur le site du PER GMO entre 2007 et 2010.

Tableau II.3 : Valeurs des différents paramètres granulométrique des prélèvements des campagnes BEMACE par zone et par statut

Tableau II.4 : Liste des espèces de la faune dénombrable contribuant à 80 % de l'abondance totale, ordonnées selon leurs abondances moyennes et leurs pourcentages de dominance dans l'ensemble de la communauté en juin et août 2007.

Tableau II.5 : Espèces de l'épifaune sessile non dénombrable présente dans plus de 80 % des stations d'échantillonnage des campagnes BEMACE.

Table II.6: Results from SIMPER analysis of macrofauna abundance data, listing the ten species that contribute the most to similarity between groups defined from the MDS and the CLUSTER.

Table II.7: Mean abundances of the macrofauna in zone B according to the mesh sieve size and the sampling period considered in 2007 (June, August or both).

Table II.8: Overall mean value per zone for macrofauna structural parameters and the species relative abundance according to their preferential sediment.

Table II.9: Order of magnitude of abundance and biomass per meter square for different coarse sediment communities of the English Channel.

Chapitre III

Tableau III.1 : Gammes des couleurs correspondant aux valeurs seuils des différents états écologiques (ou EcoQ) pour les indices benthiques nommés en tête de colonne.

Tableau III.2 : Liste des traits biologiques de la base de Garcia (2010) avec ceux qui ont été sélectionnés pour décrire la diversité fonctionnelle du PER « Manche Orientale.

Tableau III.3 : Caractéristiques détaillées des différents attributs et importance relative des espèces sans information pour chaque trait biologique.

Tableau III.4 : Récapitulatif des stratégies d'études et du degré de réponse attendue face à une perturbation pour la communauté du PER « Manche Orientale » en fonction des différentes propriétés de la stabilité.

Chapitre IV

Tableau IV.1 : Type de donnée disponible sur la macrofaune benthique en fonction des différentes campagnes scientifiques incluses dans la construction de la base de données 'sédiments grossiers'.

Tableau IV.2 : Nombre de stations de prélèvement en fonction de l'engin utilisé (Benne Hamon ou ROV) par boîte.

Tableau IV.3 : Résultats de l'analyse SIMPER à partir de l'ensemble des stations de la base de données « sédiments grossiers sublittoraux ».

Tableau IV.4 : Valeurs des différents paramètres structuraux pour chacun des assemblages faunistique définis par les analyses MDS et CLUSTER.

Tableau IV.5 : Attribution des habitats de niveau 5 aux stations de la Baie de Seine.

Tableau IV.6 : Résultats de l'analyse SIMPER à partir du sous ensemble de stations dans la partie centrale du bassin oriental de la Manche de la base de données « sédiments grossiers sublittoraux ».

Tableau IV.7 : Abondances des espèces de la mégafaune dispersée estimées à partir d'un chalut canadien, de la benne Hamon et du ROV aux stations intermédiaires z12 et z23 lors de la campagne BEMACE 2 (août-07).

Chapitre V

Tableau V.1 : Recommandations des bonnes pratiques de dragage, listées en fonction de leur score.

Tableau V.2 : Grille d'évaluation des bonnes pratiques de dragage du protocole d'exploitation des granulats marins au site du PER Manche Orientale.

Tableau V.3 : Rappel des valeurs mesurées en condition de référence et leur variabilité d'une campagne de prélèvement à l'autre pour les deux zones A et C du site du PER Manche Orientale..

Tableau V.4 : Les changements écologiques induits par les dragages aux différentes étapes de l'exploitation et les indicateurs de changement pour mesurer l'évolution attendue des différentes caractéristiques écologiques des communautés

CHAPITRE I

« Introduction générale et aperçu régional »

Il n'y a aucune région à travers les mers et océans du monde qui ne soit impactée par l'influence humaine et une grande partie d'entre elles sont fortement affectées par de multiples facteurs (Halpern et al., 2008). Ces impacts se mesurent par des changements écologiques. Ils se traduisent par la modification ou la destruction de la structure des habitats et des communautés biologiques, détériorant le fonctionnement des écosystèmes et interférant avec les processus naturels et entraînant des conséquences sur 'les biens et les services' que les milieux marins produisent (Hiscock et al., 2006). Dans l'objectif d'aller vers une meilleure protection et préservation du milieu marin, la commission Européenne a proposé au mois d'octobre 2005, une stratégie thématique sur le milieu marin de manière à mettre en place une législation communautaire en matière d'environnement (Maquinghen, 2008). La directive-cadre 'stratégie pour le milieu marin' (2008/56/EC du 17 juin 2008) a ainsi été mise en place et son objectif principal est de parvenir à des eaux marines écologiquement saines d'ici 2020. Parmi les recommandations pour la mise en œuvre des différentes mesures de protection, les Etats Membres doivent appliquer à la gestion des activités humaines une approche fondée sur les écosystèmes : *« c'est une méthode de gestion globale et intégrée des activités humaines, basée sur les meilleures connaissances scientifiques disponibles sur les écosystèmes et leurs dynamiques, dans le but d'identifier et prendre des mesures quand les pressions exercées deviennent critiques pour la santé des écosystèmes marins et afin d'atteindre une utilisation durable des biens et des services de l'écosystème et de maintenir son intégrité »* (ICES, 2005). En d'autres termes, les méthodes de gestion du milieu doivent être mises en place de manière à conserver la santé des écosystèmes tout en développant raisonnablement les activités humaines dans le milieu marin, pour le bénéfice des générations futures. Ainsi, l'intégration de connaissances sur la structure, le fonctionnement et les capacités de régulations des écosystèmes face aux perturbations naturelles et anthropiques vient en support de cette approche écosystémique pour la gestion de l'environnement et sa préservation (Hardman-Mountford et al., 2005 ; Hiscock et al., 2006).

Les instances européennes mettent en avant l'importance des descripteurs biologiques, car ils reflètent l'intégrité de l'ensemble de l'écosystème (2008/56/EC du 17 juin 2008). Idéalement on devrait étudier l'ensemble des organismes, cependant les études se concentrent sur des composantes clefs des écosystèmes qui vont être considérées comme intégratrices des changements écologiques (Martinez-Crego et al., 2010). Le compartiment benthique regroupe les êtres vivants qui vivent en relation intime avec le fond des mers et des océans. C'est un compartiment de l'écosystème adapté pour indiquer les changements de l'environnement. Il

peut être d'ailleurs rappelé ici que les espèces formant la macrofaune sont plus particulièrement considérées comme bio-indicatrices des gradients de stress de l'environnement car (i) ce sont des organismes relativement sédentaires (ils ne peuvent éviter les détériorations de la qualité de l'eau ou du sédiment les environnant), (ii) leurs durées de vies sont assez longues (ils intègrent les variations de l'environnement), (iii) ils comportent des espèces ayant des degrés de tolérance différents aux stress, (iv) ils ont un rôle dans le cycle des nutriments et de la matière à l'interface eau-sédiment et (v) et ils ont un rôle fondamental dans les réseaux trophiques (Hily, 1984 ; Dauer, 1993 ; Borja et al., 2000 ; Dauvin, 1993, 2007). Les communautés macrobenthiques correspondent au niveau d'organisation des organismes le plus répandu dans la mise en place d'études concernant la conservation du milieu marin et l'impact des activités anthropiques du fait de leur structure qui reflète l'intégration des conditions environnementales (Warwick, 1993 ; Sanvincente-Añorve et al., 2002).

Depuis les années 1970 jusqu'à aujourd'hui, la description des communautés macrobenthiques du bassin oriental de la Manche a été un sujet de recherche privilégié (Holme, 1966 ; Cabioch et Glaçon, 1975, 1977; Cabioch et al., 1978, Carpentier et al., 2005, 2009 ; Coggan et Diesing, 2011). Deux thèses récentes ont d'ailleurs permis d'explorer à la fois la structure (Foveau, 2009) et le fonctionnement trophique (Garcia, 2010) à méso-échelle des communautés benthiques de cette région marine. C'est en effet une région à fort intérêt environnemental (les conditions hydroclimatiques influencent fortement la diversité des milieux environnementaux et des communautés associées) et économique (conflits d'usage : pêche, transport maritime, câbles sous-marins, extraction de granulats, implantation de fermes éoliennes offshore...) (Dauvin et Lozachmeur, 2006). L'information sur les fonds marins de cette région est donc très riche, mais il reste des régions moins explorées et peu d'informations sont disponibles sur la dynamique naturelle de communautés benthiques présentes dans cette région. Ce travail de thèse a ainsi été mis en place dans le but de compléter ce manque de connaissances, tout particulièrement dans les environnements de sédiments grossiers présents dans la partie centrale du bassin oriental de la Manche dans le contexte du développement de l'activité d'extractions de granulats marins en mer.

Ce Chapitre I présente les caractéristiques générales de la région de manière à replacer le site d'étude dans son contexte géographique : le bassin oriental de la Manche. Il est en effet important d'avoir un point de vue à petite échelle des paramètres physiques du milieu pour comprendre la distribution des communautés benthiques à travers cette vaste région. J'ai fait

le choix de faire cette introduction synthétique d'une part parce que cet aperçu régional a été largement abordé dans les travaux récents de Foveau (2009) et Garcia (2010) ainsi que dans le cadre d'autres programmes de recherche internationaux sur le bassin oriental de la Manche (Carpentier et al., 2005, 2009 ; Projet MESH, 2008; James et al., 2007, 2011), et ensuite parce que les enjeux spécifiques de chacune des parties de mon travail sont définis par une introduction à chaque début de chapitre. Les objectifs de mon travail et la stratégie d'étude sont explicités dans le dernier paragraphe de ce premier chapitre.

I.1 Caractéristiques physiques du bassin oriental de la Manche

La Manche est une mer épicontinentale, bordée par la Grande-Bretagne au Nord et la France au sud. Elle forme un long couloir de 750 km de long dans lequel transitent les eaux océaniques de l'Atlantique à l'ouest pour déboucher en Mer du Nord par le détroit du Pas-de-Calais. Cabioch (1968) a distingué deux bassins suivant une séparation allant du cap de la Hague (presqu'île du Cotentin) à la pointe Bill of Portland (Figure I.1) :

- Le bassin occidental : il présente une profondeur moyenne de 80 m et est largement influencé par les eaux de l'Océan Atlantique

- Le bassin oriental : la profondeur moyenne est plus faible, environ 50 m et il est très influencé par les apports continentaux, notamment les apports fluviaux de la Seine et d'autres estuaires plus modestes (Somme, Canche, Authie).



Figure I.1 : Cadre géographique de la zone d'étude, les divisions de la Manche d'après Cabioch (1968).

I.1.1 Hydrodynamisme

La circulation de l'eau dans la Manche est caractérisée par un flux résiduel se dirigeant vers l'est, depuis l'Océan Atlantique vers la Mer du Nord (Fig. I.2). Le bassin oriental de la Manche se présente sous la forme d'un entonnoir avec une largeur de 35 km dans le détroit du Pas-de-Calais augmentant jusqu'à une distance de 100 km dans sa partie ouest, entre la

presqu'île du Cotentin et l'île de Wight (Velegrakis et al., 1999). Cette région est considérée comme une zone de transition entre l'océan Atlantique et la Mer du Nord. C'est une mer semi-fermée avec des influences générées par les marées, le vent et les vagues (James et al., 2007).

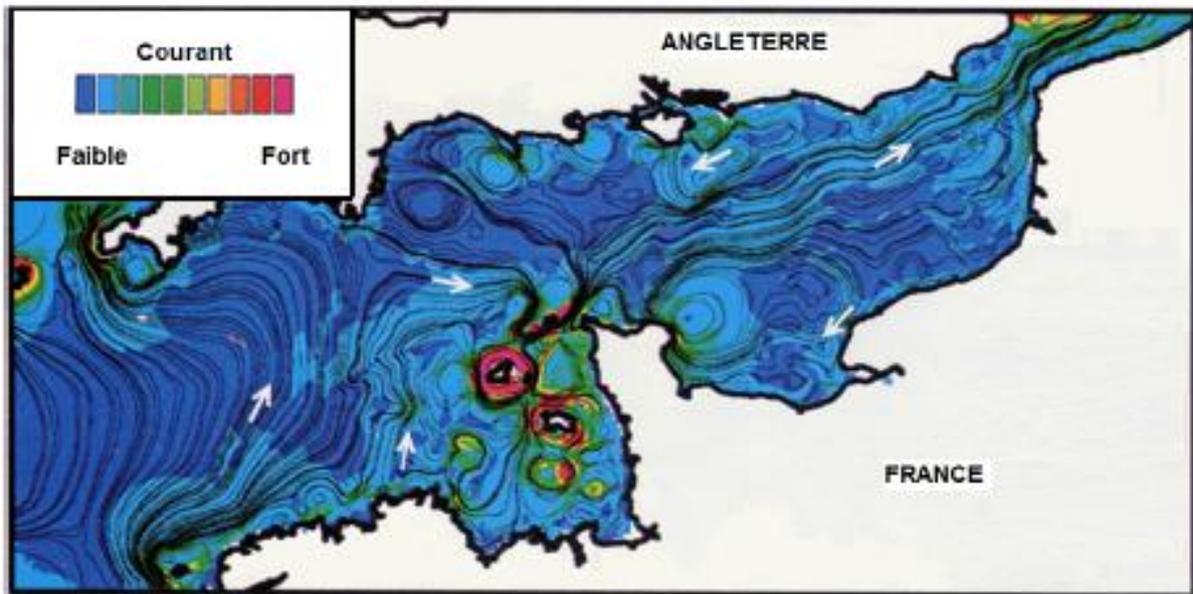


Figure I.2 : Carte des courants résiduels en Manche, d'après Salomon et Breton (1991).

L'environnement est macrotidal, c'est-à-dire que les courants de marée sont la force hydrodynamique dominante (Salomon et Breton, 1991 ; Reynaud et al., 2003). Les courants de marée et les marnages sont plus importants le long des côtes françaises que le long des côtes anglaises (Velegrakis et al., 1999). L'onde de marée suit l'axe principal depuis la ligne Ile de Wight-Cotentin vers le détroit du Pas-de-Calais pendant le flot, et dans le sens inverse pendant le jusant. Les forces liées aux courants de marée sont les plus fortes dans la partie ouest du bassin oriental de la Manche (entre la presqu'île du Cotentin et l'île de Wight) et dans le détroit du Pas-de-Calais (Paphitis et al., 2010). Pendant les marées de vives-eaux, le courant de marée dépasse les 2 m.s^{-1} au nord de la presqu'île du Cotentin, et Hamblin et al. (1992) ont même reporté des courants maximums allant jusqu'à $4,6 \text{ m.s}^{-1}$. En allant vers l'est, l'intensité des courants de marée diminue, pour augmenter de nouveau dans le détroit du Pas-de-Calais (James et al., 2007). Des tourbillons induits par ces courants de marée ont été identifiés autour de l'île de Wight et de la presqu'île du Cotentin (Fig. I.2), ils peuvent avoir des intensités de courant supérieures à celles du flot principal de la Manche (Paphitis et al., 2010). La région est également exposée aux vagues générées localement par le vent ainsi qu'à une houle venant de l'Océan Atlantique. L'action de ces vagues est intense le long de la côte

(particulièrement côté anglais) cependant elle ne prévaut plus dès que les profondeurs dépassent 30 m (Grochowski et Collins, 1994). Ainsi le bassin oriental de la Manche et la Manche dans son ensemble, considérée comme un environnement dominé par les mouvements liés aux marées, exhibent un patron complexe de circulation résiduelle quasi-permanente formée par une 'rivière' centrale bordée de nombreux tourbillons (Salomon et Breton, 1991).

En raison du fort hydrodynamisme de la zone et des faibles profondeurs, il y a une homogénéisation de toute la colonne d'eau, toute l'année. Les amplitudes thermiques entre l'hiver et l'été sont bien marquées (~ 10 °C) (Carpentier et al., 2009).

I.1.2 Couverture sédimentaire

Les sédiments meubles du bassin oriental de la Manche sont de deux types : les sédiments accumulés dans les paléovallées (voir § I.2.3) pendant le Pléistocène et le début de l'Holocène et les sédiments superficiels modernes déposés pendant la transgression Flandrienne (voir Larsonneur et al., 1982). Ces types sédimentaires semblent être en équilibre avec le régime hydrodynamique actuel décrit précédemment (Paphitis et al., 2010). Foveau (2009) a réalisé une comparaison de deux campagnes de prélèvement des sédiments superficiels à 30 ans d'intervalle dans la partie ouest du bassin oriental de la Manche. Cet auteur a mis en avant une certaine stabilité de la couverture sédimentaire qui serait due au forçage hydrodynamique par nature resté stable pendant l'intervalle de temps considéré.

Les sédiments modernes forment une couche fine (à l'exception des zones où sont présents de larges bancs de sables) et leur distribution est expliquée par les processus hydrodynamiques dominants (Larsonneur et al., 1982 ; Grochowski et Collins, 1994). La tension de cisaillement sur le fond est fonction de la vitesse des courants, de la profondeur et de la rugosité du fond et peut être très élevée. Il y a une corrélation entre les zones où la tension de cisaillement sur le fond est très forte et les zones de dépôts grossiers, alors que les zones subissant un faible stress sont corrélées avec des dépôts plus fins (Grochowski et al., 1993 ; Hamblin et al., 1992). Le bassin oriental de la Manche est ainsi caractérisé par des fonds de graviers et cailloutis au nord de la presqu'île du Cotentin, au large des côtes de Haute-Normandie et au centre du détroit du Pas-de Calais où la tension de cisaillement est très élevée, et par des sédiments plus fins dans les zones où la tension de cisaillement est plus faible (Carpentier et al., 2009), notamment au niveau des estuaires comme dans la Baie de Seine, du fait d'un apport complémentaire de sédiments fins d'origine fluviale (Gentil et

Cabioch, 1997). Des gradients sédimentaires côte-large se mettent en place sur différents secteurs du bassin oriental de la Manche. L'un des plus caractéristiques se situe dans les alentours de la baie de Seine (Fig. I.3). Dans la partie centrale du bassin oriental de la Manche, les sédiments sont de type cailloutis, s'affinant vers les graviers, les sables puis les sables vaseux à l'approche de l'estuaire de la Seine (à la pointe de la flèche sur la figure I.3) et de la Baie des Veys (Vaslet et al., 1978 ; Lesourd et al., 2001 ; Garnaud et al., 2002 ; Méar et al., 2006).

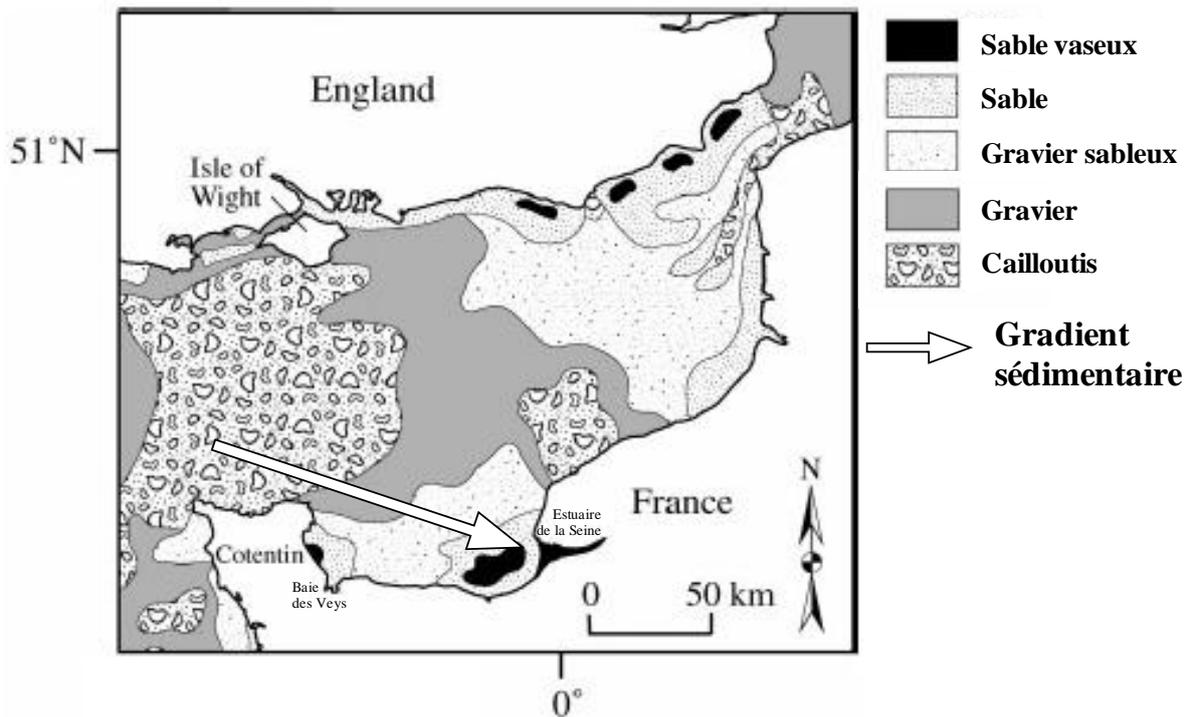


Figure I.3 : Distribution générale des types lithographiques de sédiments superficiels (d'après Folk, 1980, légèrement modifié) dans le bassin oriental de la Manche (d'après Vaslet et al., 1978).

I.1.3 Réseau de paléovallées

Les dépôts sédimentaires les plus épais et les plus étendus du bassin oriental de la Manche reposent dans une série de chenaux qui ont été érodés dans le substratum géologique sous-jacent à la fin du Tertiaire (Miocène) et pendant le Plio-Pleistocène, quand le niveau de la mer était plus bas (Dingwall, 1975). Ces chenaux font partie du large système fluvial constitué de vallées bien marquées dans la bathymétrie actuelle du bassin oriental de la Manche. La large vallée provenant de la Mer du Nord, via le détroit du Pas-de-Calais, et les vallées transversales issues des bassins versants côtiers anglais et français forment le fleuve Manche qui se poursuit en aval jusqu'aux grandes fosses du bassin occidental de la Manche,

puis dans l’Océan Atlantique (Benabdellouahed, 2011). Au niveau du bassin oriental de la Manche, le fleuve Manche est caractérisé par trois paléovallées reliées à des systèmes fluviaux actuels (Fig. I.3) :

- La paléovallée septentrionale (Solent et paléocheval de Lobourg)
- La paléovallée médiane (paléoSomme)
- La paléovallée méridionale (la paléoSeine)

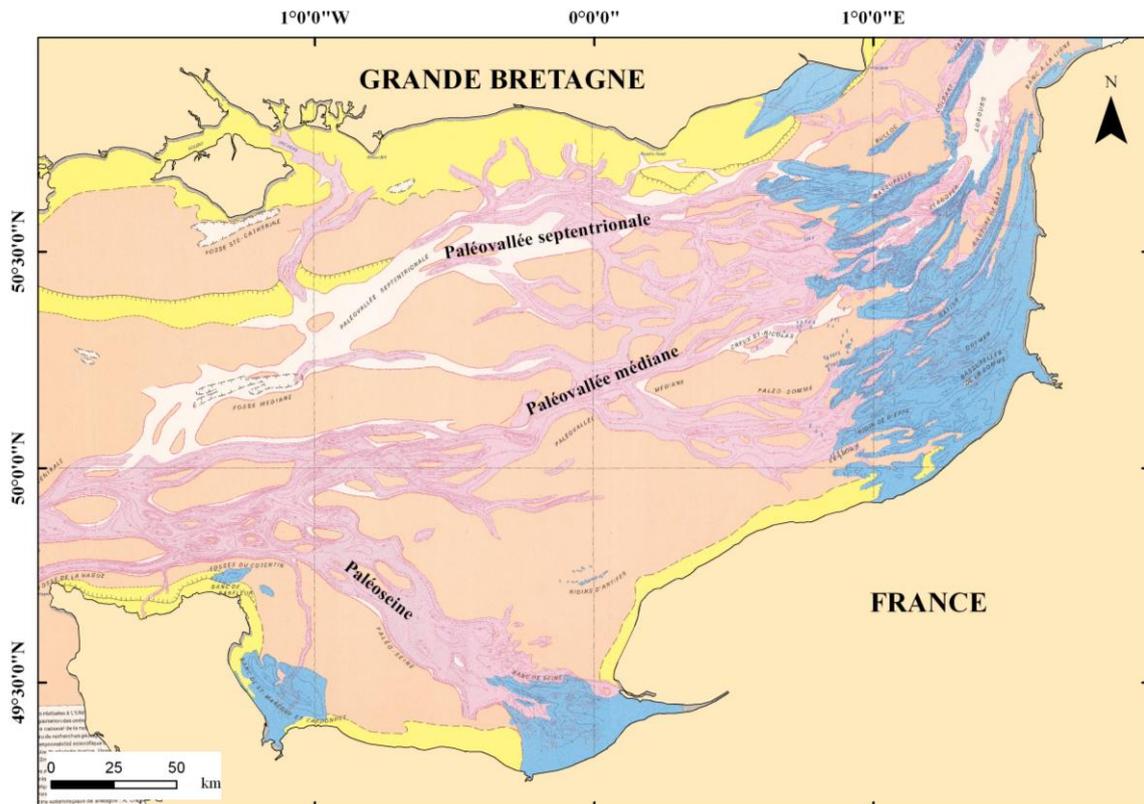


Figure I.4 : La Manche orientale, carte des paléovallées (en rose) et des bancs sableux (en bleu) (d’après Auffret et al., 1982).

Les sédiments accumulés dans ces paléovallées sont très grossiers et peuvent représenter des épaisseurs de quelques mètres à plusieurs dizaines de mètres (Hamblin et al., 1992). Les dépôts sont suffisamment importants pour être considérés comme des gisements exploitables. Ils sont d’ailleurs exploités dans la paléovallée du Solent (à l’est de l’île de Wight) et en amont de la paléovallée médiane, dans les eaux anglaises. Les gisements les plus épais se trouvent au niveau de la zone de confluence de la paléovallée médiane et de la paléoSeine, et au nord de la presqu’île du Cotentin (Hamblin et al., 1992).

I.2 Communautés benthiques du bassin oriental de la Manche

I.2.1 Différentes unités biosédimentaires

Un bilan des connaissances sur les communautés benthiques du bassin oriental de la Manche est disponible dans un ouvrage de synthèse rédigé sous l'égide du Muséum National d'Histoire Naturelle (Dauvin, 1997). Il passe en revue plusieurs décennies d'études sur les écosystèmes marins et littoraux des côtes françaises de l'Atlantique et de la Mer du Nord. Y sont notamment synthétisées les informations relatives aux conditions écologiques déterminant la structure générale des communautés macrobenthiques subtidales de la Manche (Gentil et Cabioch, 1997). Celles-ci sont agencées suivant les systèmes édaphiques régionaux liés aux séquences sédimentaires (voir § I.2.2) et forment ainsi des ensembles biosédimentaires (Gentil et Cabioch, 1997). Dans le bassin oriental de la Manche, ces ensembles suivent une distribution très régulière, il est ainsi possible de décrire toute la diversité des communautés benthiques présentes dans cette région en suivant le gradient sédimentaire allant du large de la presqu'île du Cotentin vers la baie de Seine (Fig. I.3) (Foveau, 2009 ; Garcia, 2010). Ce secteur se compose de six communautés macrobenthiques majeures, pouvant être regroupées en deux grands ensembles biosédimentaires (d'après Gentil et Cabioch, 1997). Celles-ci sont décrites ci-dessous et une carte de leur distribution géographique adapté pour la typologie des habitats est présenté figure I.5.

➤ Ensemble biosédimentaire des fonds grossiers

Cet ensemble représente une grande part de la surface de la Baie de Seine et de la partie centrale du bassin oriental de la Manche. Il s'étend depuis les zones les plus profondes au Nord du Cotentin (70 m) vers les zones de transition sableuse (entre 20 et 30 m). La morphologie du fond est assez monotone, perturbée uniquement pas le tracé des paléovallées. Deux communautés peuvent être rencontrées, suivant le gradient d'affinement sédimentaire :

- La communauté des fonds de cailloutis plus ou moins graveleux

La fraction sédimentaire dominante correspond aux cailloutis, avec une fraction de gravier moins importante, et une part encore plus faible de sables grossiers. Cette communauté occupe la plus grande partie des fonds de la partie centrale du bassin oriental de

la Manche, et va se présenter sous différents aspects selon le substrat. Trois faciès sont identifiables en fonction de la part relative des cailloutis et des graviers dans le sédiment.

- La communauté des fonds de graviers plus ou moins ensablés

Les sédiments sont caractérisés par une importante fraction grossière, à dominance de graviers et de sables. Cette communauté est en position intermédiaire suivant le gradient sédimentaire décrit précédemment. Ces zones sont plutôt localisées dans la baie de Seine ; elles forment la transition vers les communautés des fonds sableux. Deux faciès sont identifiables en fonction de la part relative de graviers et de sable dans le sédiment.

➤ **Ensemble biosédimentaire des fonds sableux**

Il s'établit donc à partir d'une profondeur d'une trentaine de mètres jusqu'à la zone infralittorale près de la côte. Trois communautés peuvent être rencontrées, suivant le gradient d'affinement sédimentaire :

- La communauté des fonds de sables fins à moyens, dunaires et propres

Elle se localise sur les formations dunaires sableuses, faisant suite aux fonds graveleux ensablés. Elle se définit par une pauvreté du nombre d'individus et d'espèces caractéristiques.

- La communauté des sables fins à très fins envasés

Cette communauté se localise aux extrémités est et ouest de la baie de Seine, dans des profondeurs inférieures à 15 m. Les teneurs en vases sont restreintes, les sables fins et les sablons caractérisent ces fonds.

- La communauté des sédiments hétérogènes envasés

Cette communauté est installée sur les fonds peu profonds (moins de 20 m) en taches discontinues à travers la baie.

Les différents travaux décrits dans mon mémoire concernent essentiellement les communautés macrobenthiques de l'ensemble biosédimentaire des fonds grossiers. Ainsi, le détail des caractéristiques sédimentaires et faunistiques des communautés macrobenthiques de ce type de fond est résumé dans le tableau I.1.

Tableau I.1 : Caractéristiques faunistiques et sédimentaires des différentes communautés macrobenthiques de l'ensemble biosédimentaire des fonds grossiers du bassin oriental de la Manche (d'après Gentil et Cabioch, 1997).

Sédiment	Spécificité	Espèces caractéristiques	Epifaune sessile
La communauté des fonds de cailloutis plus ou moins graveleux			
Faciès-type de la communauté des cailloutis plus ou moins graveleux (60 – 70 m)			
40 % de cailloutis 25 % de graviers	- Forte richesse spécifique - Dominance de l'espèce <i>Ophiothrix fragilis</i> - Présence d'une épifaune sessile très diversifiée	<i>Galathea intermedia</i> ; <i>Pisidia longicornis</i> ; <i>Pilumnus hirtellus</i> ; <i>Gibbula tumida</i> ; <i>Buccinum undatum</i> ; <i>Psammechinus miliaris</i> ; <i>Ophiothrix fragilis</i>	<i>Balanus crenatus</i> et <i>Sabellaria spinulosa</i> (très diversifié) ou <i>Spirobranchus triqueter</i> et <i>Alcyonium digitatum</i> (diversité plus faible)
Faciès des cailloutis purs (10 – 60 m)			
> 50 % de cailloutis + Affleurements rocheux	- Richesse spécifique légèrement plus faible - Epifaune sessile richement diversifiée	<i>Phyllodoce laminosa</i> ; <i>Harmothoe imbricata</i> ; <i>Nereis pelagica</i> ; <i>Ocenebra erinacea</i> ; <i>Trivia arctica</i> ; <i>Pagurus pubescens</i> ; <i>Pandalus montagui</i>	<i>Distomus variolosus</i> <i>Musculus discors</i> ou <i>Modiolus modiolus</i>
Faciès édaphique d'appauvrissement des cailloutis graveleux (40 – 70 m)			
Cailloutis et 50 % de graviers et de sables	- Richesse spécifique plus faible - Epibiose sessile appauvrie	<i>Arabella iricolor</i> ; <i>Pisidia longicornis</i> ; <i>Pagurus bernhardus</i> ; <i>Eualus pusiolus</i> ; <i>Liocarcinus holsatus</i> ; <i>Gibbula tumida</i> ; <i>Gibbula cineraria</i> ; <i>Buccinum undatum</i> ; <i>Paphia rhomboides</i> ; <i>Amphiura securigera</i> ; <i>Glycera lapidum</i>	Faciès oligospécifique <i>Balanus crenatus</i>
La communauté des fonds de graviers plus ou moins ensablés			
Faciès-type de la communauté des graviers plus ou moins ensablés (< 30 m)			
35 % graviers et cailloutis 65 % sables	- Diversifié - Fortes abondances dues à la dominance d' <i>Ophiothrix fragilis</i> - Dominance d'espèces endofauniques	<i>Paphia romboïdes</i> ; <i>Laevicardium crassum</i> ; <i>Nucula hanleyi</i> ; <i>Psammechinus miliaris</i> ; <i>Ampelisca spinipes</i> ; <i>Liocarcinus pusillus</i> ; <i>Nephty caeca</i> ; <i>Chaetopterus variopedatus</i> ; <i>Branchiomma lanceolatum</i>	Quasi absente
Faciès d'appauvrissement des graviers plus ou moins ensablés (35 - 50 m)			
graviers > sables	- Peu d'espèces caractéristiques	<i>Eunice vittata</i> ; <i>Glycera capitata</i> ; <i>Ophiura albida</i> ; <i>Upogebia deltaura</i>	Quasi absente

Dans l'ouvrage d'origine, il n'est pas décrit des 'communautés' benthiques mais des 'peuplements' (Gentil et Cabioch, 1997). En effet, il n'a pas toujours été fait de distinction précise entre les termes 'biocénose', 'communauté', 'assemblages' et 'peuplement' dans la langue française depuis les débuts des études sur la structuration spatiale du benthos (Dauvin et al., 2008a). Cependant cela peut avoir des conséquences sur la compréhension des différents niveaux d'organisation de la faune dans l'écosystème, donc le terme a été rectifié dans ce paragraphe par rapport à la terminologie qui sera utilisée dans le reste de mon mémoire de thèse (encart A).

Encart A :

Quelques définitions propres à l'étude du benthos

(Suivant un ordre de complexité croissante de l'organisation des espèces)

(d'après Dauvin et al., 2008a ; Foveau, 2009)

Population : Groupe d'individus de la même espèce sujet aux mêmes événements démographiques (la population d'*Ophiothrix fragilis* de la baie de Seine).

Peuplement : Groupe de populations d'un même groupe taxonomique, vivant dans le même environnement et formant une entité relativement stable et homogène dans une zone donnée (ex : le peuplement des bivalves des sables fins infralittoraux)

Communauté : Groupe d'organismes vivants correspondant en termes de composition et du nombre d'espèces et d'individus à un certain type de conditions environnementales. Ils interagissent entre eux et avec l'environnement. Ils vivent de manière permanente dans ce milieu, et s'y reproduisent.

Assemblage : Même définition que 'communauté', cependant un assemblage correspond à un groupe faunistique plus au sens statistique qu'écologique (ensemble de stations ayant une forte similitude faunistique).

Habitat : C'est une aire géographique déterminée où un organisme, une population ou un groupement d'espèces données peut vivre. Un habitat est caractérisé par un ensemble de facteurs abiotiques (tels que les courants, la topographie du fond, le type sédimentaire, la qualité des eaux, la turbidité...) et des facteurs biotiques de l'environnement qui sont nécessaires à l'établissement de communautés macrobenthiques ou halieutiques associées. L'habitat correspond donc à un besoin écologique (synthèse de l'environnement abiotique) pour la survie et la reproduction des organismes. Les facteurs permettant de décrire un habitat dépendent de l'échelle spatiale d'observation: microhabitat (quelques cm²) à des ensembles biosédimentaires étendus sur plusieurs km².

Un nouvel état des lieux a été réalisé pour décrire l'organisation actuelle des communautés benthiques de la partie est du bassin oriental de la Manche et de la baie de Seine dans le cadre de la thèse de Foveau (2009). Cet auteur a montré que les communautés de l'ensemble biosédimentaire des fonds grossiers sont pérennes dans le temps.

L'hydrodynamisme a ainsi un rôle essentiel dans l'organisation des séquences biosédimentaires de par les processus de sédimentation différentiels et dans la ségrégation des communautés benthiques par la suite. Il est cependant essentiel d'ajouter ici que ces processus physiques vont avoir également un rôle fonctionnel d'une part par le transport de matière organique particulière indispensable au fonctionnement trophique de l'écosystème, mais également en jouant un rôle dans la connectivité des populations benthiques à travers la Manche (Garcia, 2010). En effet, la plupart des organismes benthiques possèdent une phase pélagique dans leur développement et peuvent ainsi être transportés sur de grandes distances au gré des courants. Ce mécanisme a été démontré à l'aide des outils génétiques pour les populations côtières du polychète *Pectinaria koreni* et de l'échinoderme *Ophiothrix fragilis* (Ellien et al., 2004 ; Lefebvre et al., 2003).

I.2.2 Carte des habitats benthiques du bassin oriental de la Manche

La cartographie des habitats marins benthiques est une étape indispensable pour la description, l'évaluation et le suivi de l'état de l'environnement (Guillaumont et al. 2009). La communauté européenne impose, dans le cadre de la directive 'Habitat', de la 'directive-cadre sur l'eau' et de la directive 'stratégie pour le milieu marin' et des conventions internationales (OSPAR), une amélioration des connaissances relatives aux habitats benthiques.

Le seul système de classification des habitats marins couvrant toutes les eaux européennes et ayant pour vocation de devenir la référence en Europe fait partie du Système Européen d'Information sur la Nature (EUNIS, EUropean Nature Information System), développé et géré par l'ETC/NTB (European Topic Center for Nature Protection and Biodiversity) pour l'Agence Européenne pour l'environnement (EEA) et le Réseau d'Observation pour l'Information Environnementale Européenne (EIONET) (Davies et al., 2004). L'objectif du système EUNIS est d'avoir un système commun accepté pour définir l'ensemble des habitats et les nommer, sur l'ensemble des territoires de l'Union Européenne. Il s'appuie donc sur les travaux britanniques du JNCC (Joint Nature Conservation Committee) (Connor et al., 2004), de l'OSPAR (Convention pour la protection du milieu marin de

l'Atlantique du Nord-Est) et du CIEM (Conseil International pour l'exploitation de la Mer) (ICES, 2002). Les données de la classification EUNIS sont disponibles gratuitement sur internet (www.eunis.eea.europa.eu). Elles y sont compilées, entretenues et complétées pour être utilisées dans des rapports environnementaux et soutenir le réseau européen Natura 2000 ('Directive habitats').

La classification EUNIS est en cours de développement et la plupart des cartes d'habitat actuellement disponibles sont issues de la numérisation de cartes existantes, qui ont été converties en types d'habitats EUNIS. C'est le cas de la carte actuelle des habitats benthiques EUNIS du bassin oriental de la Manche orientale (Fig. I.5), disponible sur le site du Réseau Benthique (REBENT : www.rebent.org). Elle représente la distribution des communautés benthiques décrites dans le paragraphe précédent (§ I.3.2).

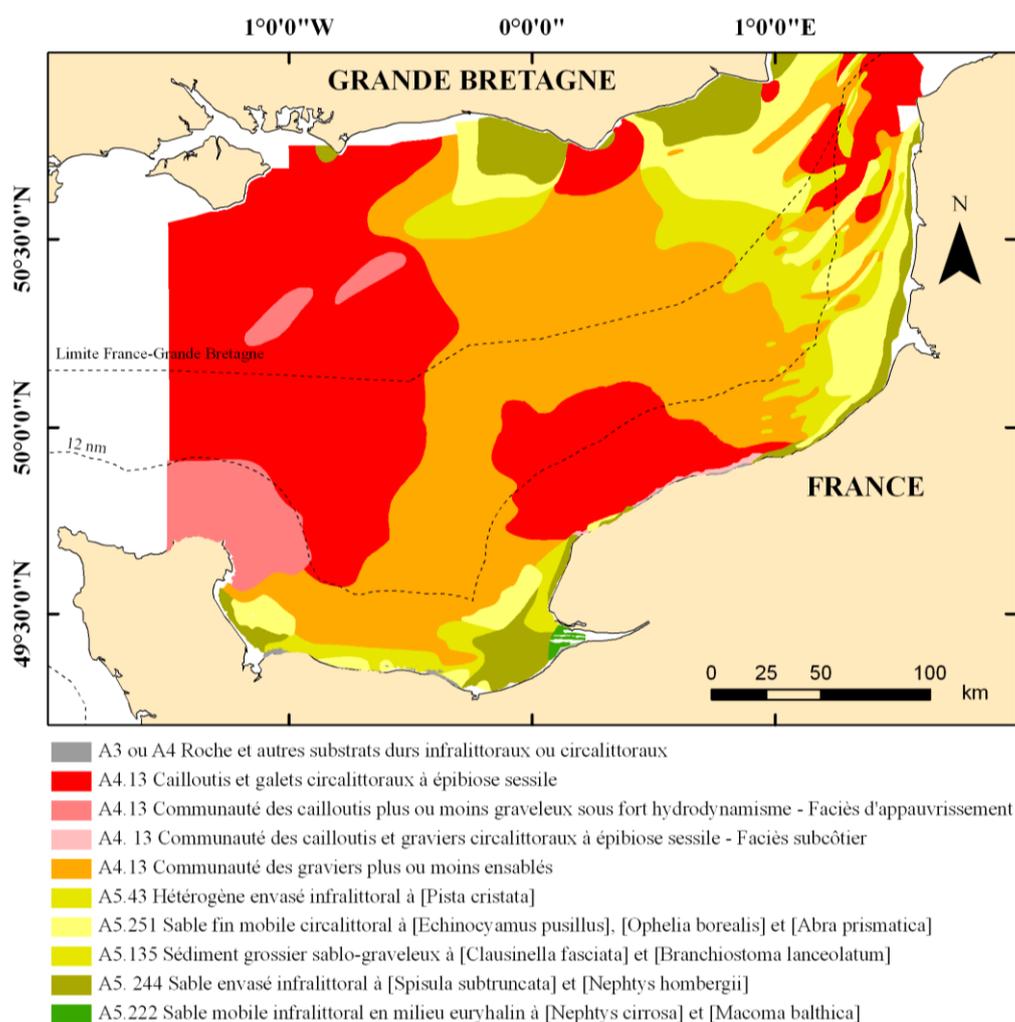


Figure I.5 : Carte des habitats benthiques du bassin oriental de la Manche selon la typologie EUNIS (version 2004) (Cabioch et al, 1978 ; Davoult et al., 1988).

I.3 Objectifs généraux et stratégie d'étude

I.3.1 Comment identifier le niveau d'anthropisation d'un écosystème ?

L'homme imprime sa marque sur les environnements marins. En effet, il y a une multiplicité de pressions sur le milieu liées à l'exploitation des ressources et aux pollutions qui vont modifier les écosystèmes. La pêche, la conchyliculture, l'installation de câbles sous-marins, les pressions foncières, le tourisme dont la plaisance et les pollutions agricoles font partie des pressions anthropiques communes à l'ensemble des zones littorales et côtières de la Manche (Dauvin et Lozachmeur, 2006 ; Trouillet, 2006). Outre cet ensemble de pressions, cinq autres types d'activités anthropiques spécifiques au bassin oriental de la Manche vont induire des stress sur l'environnement (Dauvin et Lozachmeur, 2006) :

- ◆ *Le transport maritime* : risque de pollution chimique.
- ◆ *Les installations industrialo-portuaires* : modification des écosystèmes littoraux lors de l'installation des infrastructures et des écosystèmes côtiers par la mise en place de sites de clapage pour l'entretien des chenaux.
- ◆ *Les grands centres industriels* : les centres de la région dunkerquoise et de la vallée de la Seine produisent des rejets polluants (contaminants métalliques et organiques), entraînant une génotoxicité des sédiments ou des accumulations dans la chaîne trophique (parfois jusqu'à des niveaux interdisant la commercialisation).
- ◆ *Les centrales thermonucléaires* : réchauffement des eaux localement, risque d'accident nucléaire.
- ◆ *Les extractions de granulats et les champs d'éoliennes* : altération des fonds marins et modification des écosystèmes, conflits d'usages (avec la pêche notamment).

Dans l'optique d'avoir une conscience globale des problèmes environnementaux, il est important de développer des systèmes de surveillance et d'observation des écosystèmes. Plusieurs ont été mis en place le long du littoral Français pour suivre à la fois l'évolution de la qualité des eaux, du milieu physique et du milieu biologique (Morel et al., 1999). Ces réseaux permettent d'avoir une bonne connaissance de l'évolution naturelle des écosystèmes côtiers et de leur structuration spatiale et temporelle. D'autre part, ce sont également des outils privilégiés pour surveiller les tendances à moyen et long terme des modifications anthropiques des écosystèmes côtiers.

La surveillance benthique en domaine subtidal dans le bassin oriental de la Manche est plurielle et très localisée. Elle concerne différentes zones d'études en fonction de problématiques spécifiques.

- ✓ Les projets en baie et estuaire de Seine : PECTOW (Thiébaud et al., 1997), PNEC (Ghertsos, 2002), GIP Seine Aval avec le projet COLMATAGE (Alizier, 2011).
- ✓ Les suivis DCE ('Directive Cadre sur l'Eau') le long du trait de côte (Nebout et al., 2010) pour suivre la qualité des masses d'eaux côtières.
- ✓ Les suivis benthiques du Grand Port Maritime du Havre et du Grand Port Maritime de Rouen pour étudier l'impact de l'installation de leurs infrastructures dans la partie orientale de la baie de Seine et l'estuaire de la Seine.
- ✓ Les séries benthiques du Centre de Production Nucléaire de Gravelines (depuis 1973).
- ✓ Les suivis benthiques des sites d'extraction de granulats marins au large de Dieppe (Desprez et al., 2010) et en baie de Seine (projet SIEGMA).

Ces différents projets correspondent à des suivis temporels. D'autres projets permettent de connaître l'état des communautés benthiques tels que la cartographie britannique du bassin oriental de la Manche « The Eastern English Channel Marine Habitat Map » (James et al., 2007, 2011) et la cartographie EUNIS de la partie centrale de la Manche (Coggan et Diesing, 2011) (dans la limite des eaux anglaises) et une campagne de prélèvements à grande échelle dans le cadre du programme INTERREG CHARM III avec les campagnes MABEMONO (Foveau, 2009 ; Garcia, 2010 ; Carpentier et al., 2009).

L'ensemble de ces études représentent une bonne couverture des fonds marins du bassin oriental de la Manche et permet d'avoir une large connaissance des communautés. Cependant une zone reste non explorée avec des engins de prélèvement quantitatif : la partie centrale du bassin oriental de la Manche, à la confluence de la paléovallée médiane et de la paléoSeine (Fig. I.4). Or cette zone représente des ressources importantes de granulats marins et va devenir un enjeu majeur dans la gestion des activités au large des côtes du bassin oriental de la Manche du fait du développement prévu des extractions de granulats en France (Dauvin et Lozachmeur, 2006). Il est donc opportun de mettre au point une stratégie permettant d'anticiper le développement de ces activités en complétant l'information sur les communautés benthiques de ces zones et en analysant les évolutions spatio-temporelles de cet environnement.

I.3.2 Evaluer les changements écologiques

L'objectif principal de cette étude est de mettre en place un protocole de suivi benthique permettant de détecter les changements écologiques qui seront attribuables au développement des extractions de granulats marins dans les paléovallées de la partie centrale du bassin oriental de la Manche. Pour atteindre cet objectif, un suivi benthique a été mis en place prenant en compte les échelles de temps à la fois saisonnière et pluriannuelle de manière à identifier la dynamique naturelle des communautés benthiques et des caractéristiques sédimentaires dans cet environnement. En effet, il faut connaître les limites de leurs variations naturelles avant d'affirmer qu'il y a des changements écologiques (Binet, 1997).

Comme précisé précédemment, ce chapitre introductif est bref et permet de décrire de manière synthétique le système Manche dans son bassin oriental au cœur duquel se situe cette étude. La suite de mon mémoire de thèse s'organise suivant trois approches, correspondant chacune à un chapitre :

- Approche structurelle

Dans le chapitre II, j'explique tout d'abord le contexte spécifique de la mise en place du suivi benthique dans les paléovallées de la Manche et je décris plus particulièrement le site d'étude et le protocole d'échantillonnage. L'approche développée ensuite permet de décrire l'évolution des caractéristiques sédimentaires et macrobenthique, et de replacer les observations obtenues dans le contexte de la mise en place d'un protocole de suivi des impacts de l'exploitation de granulats sur les communautés macrobenthiques.

- Approche fonctionnelle

Cette approche développée dans le chapitre III me permet de décrire certains aspects du fonctionnement des communautés macrobenthiques du site d'étude, pour d'une part évaluer les capacités de récupération de la faune face à une perturbation anthropique provoquant des modifications du milieu physique, mais également pour établir des valeurs de références de la qualité et de la santé de ces communautés.

- Approche régionale

Une analyse de la distribution spatiale des communautés benthiques à l'échelle de la région permet d'apporter un point de vue complémentaire pertinent pour évaluer l'importance de ces futures zones d'extraction par rapport à l'ensemble du compartiment benthique du

bassin oriental de la Manche. Ce travail, présenté dans le Chapitre IV, correspond également aux premiers résultats d'une étude sur la diversité des habitats benthiques marins du bassin oriental de la Manche initiée dans le cadre d'un programme de recherche européen.

La recherche scientifique est nécessaire pour supporter l'approche de gestion fondée sur les écosystèmes. Elle fournit une base pour fixer les objectifs de gestion, sélectionner les indicateurs de changements écologiques pertinents, et identifier les niveaux de référence de la qualité des écosystèmes (ICES, 2005). Cette étude apporte une base pour la gestion des futures campagnes d'extraction de granulats dans le bassin oriental de la Manche. Ainsi, dans le chapitre V, je réponds aux besoins spécifiques des financeurs de projet en mettant en place un protocole de suivi des communautés benthiques et en évaluant la pertinence du programme de dragage industriel mis en place lors du dépôt de demande de concession, dans l'objectif de favoriser la récupération benthique. Le principe étant, bien sur, de prendre en compte l'ensemble des résultats obtenus par les différentes approches de cette étude et ainsi que la riche bibliographie scientifique existante sur les problématiques liées aux extractions de granulats marins.

CHAPITRE II

*« Structure de la communauté benthique
de la zone du Permis Exclusif de Recherche
Manche Orientale »*

Les extractions de granulats marins vont devenir un enjeu majeur dans la gestion des activités dans le bassin oriental de la Manche (Dauvin et Lozachmeur, 2006). En effet, cette mer côtière présente sur le fond un large réseau de paléovallées (Gupta et al., 2007) dont une partie est aujourd'hui comblée par des sédiments grossiers, parfois sur plusieurs mètres, représentant une source importante de granulats accessibles aux carriers (Fig. II.1).

La demande économique en granulats d'origine alluvionnaire reste en augmentation alors que les ressources terrestres diminuent. Ces ressources marines deviennent donc la cible pour de nouvelles extractions (wwz.ifremer.fr). L'activité est en plein développement, des concessions ont été attribuées il y a une vingtaine d'années pour des gisements au large de Dieppe et du Havre ainsi qu'au Cap Gris-Nez pour ce qui est du bassin oriental de la Manche, mais les extractions ne représentent en France jusqu'à aujourd'hui, que 1 % de la production totale (ICES, 2009). Des entreprises ont pris l'initiative de déposer des dossiers de demande de concession et trois d'entre elles ont reçu des permis exclusifs de recherches (PER), '*Côte d'Albâtre*', '*Saint Nicolas*' et '*Charlemagne*', aujourd'hui terminés. Les autorisations sont en cours d'instruction pour développer de nouvelles zones d'extraction dans le bassin oriental de la Manche. En parallèle à ces demandes, il a été mis également en place un Groupement d'Intérêt Scientifique SIEGMA (« Suivi des Impacts de l'Exploitation des Granulats Marins ») qui, depuis fin 2006, exploite un secteur expérimental en Baie de Seine. Le permis d'exploitation des « granulats marins de la Baie de Seine » est attribué à l'exploitant GIE Granulats Marins de Normandie. C'est un site de recherche où des expérimentations sont menées pour améliorer les connaissances sur les impacts physiques et biologiques sur l'écosystème marin dans l'optique d'établir une politique raisonnée de gestion des activités d'extraction des granulats en mer (wwz.ifremer.fr; SIEGMA, 2008, 2009) (Fig. II.1).

Les sédiments grossiers du bassin oriental de la Manche, longtemps délaissés dans les études scientifiques quantitatives, deviennent aujourd'hui source de grande attention. En effet, les difficultés de prélèvement de ces sédiments, leur éloignement de la côte et les conditions hydrodynamiques en font des zones où il est difficile d'obtenir des prélèvements quantitatifs (Eleftheriou et Holme, 1984 ; Dauvin, 1988a). Comme présenté dans le premier chapitre, les communautés benthiques marines qui y vivent sont identifiées, mais les informations sur leur fonctionnement et leur capacité de répondre à un stress induit par des perturbations physiques sont aujourd'hui au cœur des préoccupations scientifiques du fait des risques environnementaux induits par le développement économique des extractions de granulats en mer (Newell et al., 1998 ; Bolam et Rees, 2003 ; Birklund et Wijsman, 2005 ; Foden et al.,

2009, 2010 ; Desprez et al., 2010 ; Barrio-Froján et al., 2011). C'est dans ce contexte que l'étude présentée dans ce chapitre a été mise en place, pour décrire les caractéristiques structurales des communautés de sédiments de gravier ensablé du bassin oriental de la Manche, où est susceptible de se développer la concession 'Charlemagne', aujourd'hui nommée le PER « Manche orientale ».

Dans ce chapitre, il a tout d'abord été exploité les données obtenues lors des deux campagnes biosédimentaires réalisées dans le cadre du permis exclusif de recherche en 2007 (Campagnes BEMACE) dans le but de décrire les caractéristiques sédimentaires et les caractéristiques principales de la macrofaune benthique du site d'étude. Ensuite, un programme d'échantillonnage quantitatif des organismes benthiques et des caractéristiques sédimentaires a été mis en place, à la fois saisonnier et pluriannuel en 2009 et 2010 (Campagnes ROVMACE). L'analyse de ces séries de données de 2007 à 2010 permet de caractériser le degré d'intensité des variations naturelles des assemblages benthiques au site du « PER Manche Orientale » à l'échelle pluriannuelle et d'établir les avantages que ces observations apportent pour les futurs suivis benthiques sur le site dans le cadre de l'évaluation de la récupération biologique post-dragage.

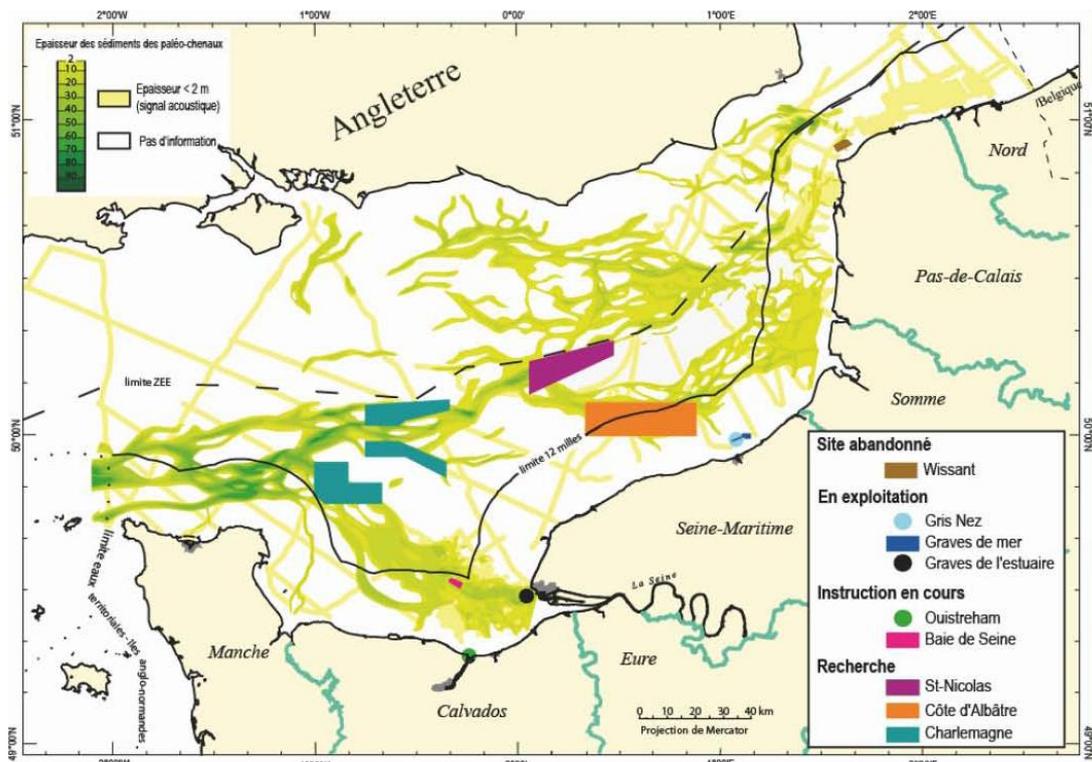


Figure II.1 : Localisation et statut administratif des sites d'extraction de granulats marins dans le bassin oriental de la Manche en 2009. En fond de carte, l'épaisseur des sédiments des paléovallées (Source : IFREMER-BRGM-MEEDDM ; <http://www.ifremer.fr/sextant/>).

II.1 Campagnes BEMACE et ROVMACE : méthodologie détaillée

II.1.1 Contexte de l'étude

La demande de concession pour l'exploitation des granulats en mer au site du PER Manche Orientale (Fig. II.1) a été initiée par le Groupement d'Intérêt Economique « Granulats Manche Orientale » (G.I.E. G.M.O.). Ce dernier implique différentes compagnies : la *Société de Dragage International* (Nord Pas-de-Calais), spécialisée dans les travaux de dragages maritimes ; la *DEME Building Materials* (Belgique) qui s'occupe de l'extraction, la valorisation et la production de matériaux marins, la *Société des carrières Stref et compagnie* qui sont des exploitants de granulats (Haute-Normandie) ainsi que la société *Girard et Fosseuz et Compagnie*, spécialisée dans la valorisation des granulats de roches massives (Basse-Normandie).

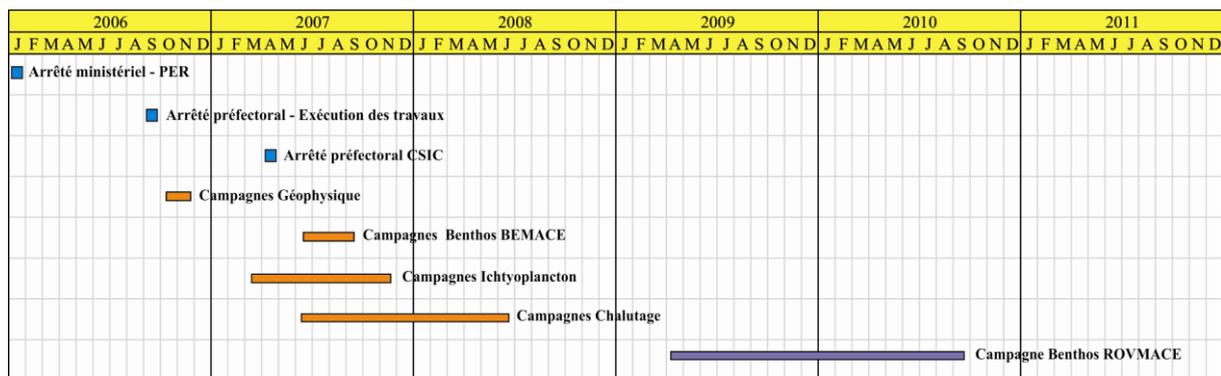


Figure II.2 : Calendrier des démarches administratives (bleu), des opérations en mer dans le cadre de l'état de référence (orange) et des recherches scientifiques (violet) réalisées sur le site potentiel d'extraction de granulats marins PER Manche Orientale.

Le calendrier de la figure II.2 présente les démarches effectuées par le G.I.E. G.M.O. dans le cadre de leur demande de concession. Tout d'abord, une demande de Permis exclusif de Recherche pour des 'sables et graviers siliceux marins' leur a été attribué par arrêté ministériel du 26 janvier 2006. Le G.I.E. G.M.O. a alors constitué un projet où sont présentés les moyens que le groupement souhaitait mettre en œuvre pour réaliser l'état de référence du site. La permission d'exécuter le programme des travaux de recherche a démarré suite à un arrêté préfectoral du 13 septembre 2006. L'objectif est de mettre en place un dossier de demande de concession et d'ouverture de travaux d'exploitation de granulats marins. Le site de demande de concession a ainsi fait l'objet d'une étude pour l'élaboration d'un état de

référence initial complet comprenant une série d'observations géophysiques (acoustique, sismique, granulométrique) et biologique (benthos, ichtyoplancton, halieuthique) en réponse à la prescription de l'article 7 de l'arrêté préfectoral du 13 septembre 2006 : « (...) Les travaux de dragages expérimentaux menés dans le cadre de la prospection sont soumis à accord préalable de l'Administration. Ils ne peuvent être engagés qu'après remise d'un *rapport de synthèse géologique et biologique* correspondant aux travaux de recherche des deux premières années. Ce rapport sera accompagné du *programme détaillé prévisionnel de dragages expérimentaux* comprenant un *protocole de suivi du panache de surverse* de la drague. Ces documents seront soumis à l'avis de la structure en charge du suivi scientifique. (...) » (voir rapport du G.I.E. G.M.O.). Le G.I.E. G.M.O. a suivi les recommandations des nombreux groupes de travail sur la problématique des extractions de granulats marins (Conseil International pour l'Exploration de la Mer; l'Ifremer, la MIMEL (mission inter-service de la mer et du littoral) ainsi que les avis des comités de suivi scientifique créés dans le cadre du PER Manche orientale. Les préoccupations mises en avant lors de ce travail préalable à l'autorisation d'exploitation du site sont :

- Analyse de l'état initial du site et de son environnement ;
- Minimiser les impacts environnementaux ;
- Minimiser la perturbation des autres usagers.

Encart B :

Protocole de suivi benthique sur la zone du PER Manche Orientale

Trois phases sont envisagées :

- **Phase 1 :** Un suivi semestriel avant exploitation pendant 2 ans (2009 à 2010) avec une campagne au printemps avant le recrutement des principales espèces benthiques et une campagne à l'automne après leur recrutement.
- **Phase 2 :** Un suivi à court-terme après exploitation pendant 5 ans avec un rythme trimestriel les deux premières années et un rythme annuel (à l'automne uniquement) les trois suivantes.
- **Phase 3 :** Un suivi quinquennal à long-terme durant toute la durée des extractions soit 50 ans (durée maximale demandée)

Les campagnes benthos de l'état de référence portaient alors le nom de BEMACE (Benthos en MANche CEentrale) et ont été menées à la Station Marine de Wimereux en 2007-2008 par Sandrine Alizier, Aurélie Foveau, Sophie Lozach et Thierry Ruellet sous la responsabilité scientifique de Jean-Claude Dauvin. Cet état de référence a permis de recueillir des informations sur les communautés benthiques de l'ensemble du site à deux périodes de l'année (avant et après recrutement selon les recommandations de l'IFREMER, wwz.ifremer.fr). Cependant de nombreux cas d'étude sur des sites où des études de récupération des communautés faunistiques après extraction de granulats ont souvent montré qu'il y avait un manque de données initiales (dites 'baseline data') sur les variations naturelles des communautés au cours du temps (Dauvin, 1993 ; Boyd et al., 2004 ; Barrio Froján et al., 2008) empêchant de conclure sur le statut écologique réel du site par rapport aux conditions après plusieurs années de recolonisation. Partant de ce constat, le laboratoire de Wimereux a proposé un protocole de suivi benthique sur la zone du PER Manche orientale pendant 50 ans (durée demandée pour le titre minier par le G.I.E. G.M.O.) (Encart B). La phase 1, soit un suivi biennuel sur deux ans en supplément de l'état de référence, correspond aux campagnes ROVMACE (ROV en Manche CEentrale), qui complètent l'information sur les communautés benthiques du site du PER Manche Orientale. En effet les résultats de cette étude permettront de combler un manque quant aux connaissances sur les communautés de graviers ensablés dans des conditions faiblement perturbées par les activités anthropiques.

II.1.2 Site d'étude

II.1.2.1 Sélection des sites

Une campagne de mesures géophysiques a été réalisée par G-tec S.A. pour le compte du G.I.E. G.M.O. entre le 4/10/06 et le 03/11/06 dans le cadre du PER. Le but de cette campagne était de mettre en évidence les zones potentiellement les plus intéressantes pour l'implantation d'une future concession de graviers dans la Manche Orientale. Les zones à investiguer avaient au départ une superficie totale d'environ 360 km² et étaient réparties en trois zones, toutes implantées sur le tracé de paléovallées, telles que définies dans une pré-étude bibliographique (Fig. II.3).

Les méthodes géophysiques mises en œuvre furent la bathymétrie simple faisceau, le sonar à balayage latéral et la sismique réflexion haute résolution. En plus de ces trois techniques, des échantillons superficiels ont été collectés à l'aide d'une benne Van Veen. Les

échantillons pouvant être considérés comme représentatifs ont fait l'objet d'une analyse granulométrique. Pour chacune des zones, une sous-zone d'étude a été sélectionnée sur la base de l'interprétation croisée des résultats des différentes techniques géophysiques (respectivement pour les zones 1, 2 et 3 : les sous-zones A, B et C). Ces sous-zones d'étude sont potentiellement les plus intéressantes pour l'implantation d'une concession de tout venant graveleux. L'ensemble de ces travaux a été réalisé par l'entreprise G-Tec S.A. et est présenté ici dans le but de caractériser le site d'étude.

Sur la carte (Fig. II.3), les trois zones du PER ayant été étudiées en 2007 sont présentées, cependant la zone 2 a été abandonnée car elle ne présentait pas les caractéristiques requises pour l'exploitation (ressources sont plus sableuses que graveleuses, il y a des densités plus élevées en *Pecten maximus* et une plus grande concentration des efforts de pêche...).

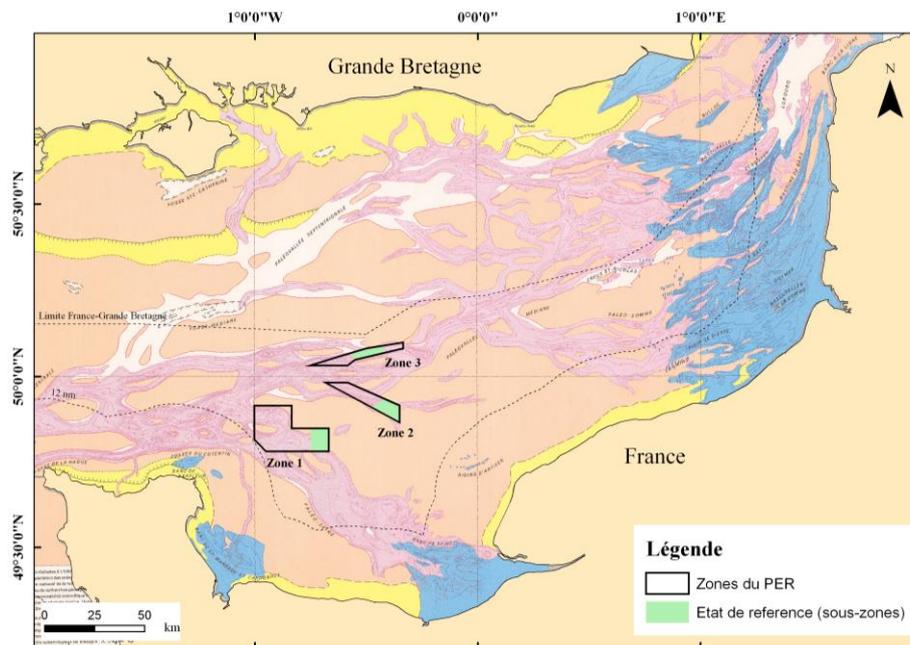


Figure II.3 : Localisation des zones et sous-zones du PER Manche Orientale dans le bassin oriental de la Manche. Le tracé des paléovallées comblées de sédiments est indiqué en rose (Auffret et al., 1982).

Le tableau II.1 présente les caractéristiques des sous-zones retenues, avec notamment les faciès acoustiques et les profondeurs de pénétration sismique, des paramètres qualifiant la qualité du sédiment. Cette information a été décisive dans le choix des zones pour la demande de concession car il est possible de les prélever avec une drague aspiratrice en marche. Pour ce chapitre, seuls les résultats des prélèvements sur les sous-zones A et C sont présentés (Fig. II.4). Les zones 1 et 3 sont une désignation abandonnée dans le reste de ce chapitre. Nous parlerons donc par la suite des zones A et C, et non plus de sous-zones.

Tableau II.1 : caractéristiques géophysiques de la zone d'étude. Résultats de l'étude d'impact du PER « Manche orientale » (G-Tec).

Caractéristique géophysique	Zone A	Zone C
Superficie (Km ²)	43	26
Profondeurs Min / Max (m)	38 / 43	42 / 50
Faciès acoustique	sable / gravier	gravier et sable / gravier
Profondeurs de pénétration	5 à 20 m	3 à 10 m

II.1.2.2 Identification des stations de prélèvement

Dans le cadre de l'écriture du protocole de suivi benthique, la station Marine de Wimereux a proposé un protocole de suivi benthique qui a été validé par les comités de suivi scientifique (Encart B). Le nombre et la localisation des stations pour l'analyse granulométrique et l'analyse de la macrofaune ont été choisis en fonction (i) de la nature sédimentaire du fond ; (ii) de la zone d'extension probable du panache turbide ; (iii) de la présence d'épave, de câbles sous marins ou de tout autre obstacle ; (iv) du souci d'avoir des stations pouvant servir de témoin de l'évolution naturelle des peuplements pour les suivis ultérieurs si l'exploitation des zones retenues était accordée au G.I.E. G.M.O. La carte II.4 présente l'ensemble des stations de prélèvement à la benne Hamon réalisés lors de la campagne BEMACE ainsi que les stations de prélèvement de la campagne ROVMACE.

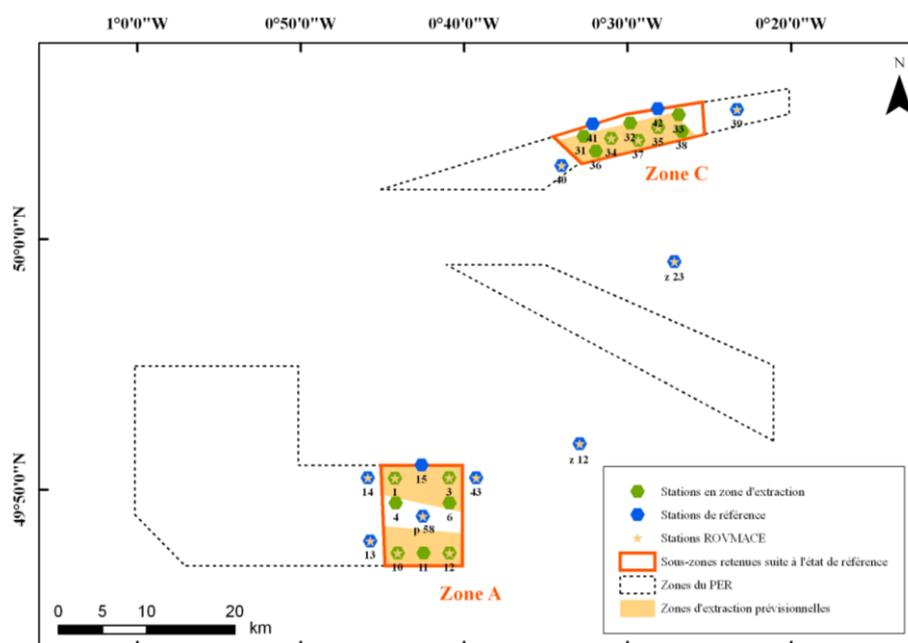


Figure II.4 : Localisation de l'ensemble des stations du suivi sur le site du PER Manche Orientale.

Le protocole des campagnes ROVMACE a été dessiné en vue de suivre l'évolution des communautés benthiques pendant et après l'exploitation des granulats donc, d'une part des stations ont été sélectionné à l'intérieur de la concession en zone A (stations 1, 3, 10 et 12) et en zone C (station 34, 37 et 38) qui subiront un impact direct lié à l'extraction des granulats ; et d'autre part des stations de référence en dehors de la concession. Ces stations peuvent être proches de la zone (13, 14, p58 et 40), plus éloignées (z12 et z23), ou encore dans la zone d'influence potentielle des panaches turbides (43 et 39). Le statut de chaque station de prélèvement à la benne Hamon (de référence ou dans la zone d'extraction) est indiqué sur la figure II.4 pour l'ensemble des échantillonnages réalisés sur site du PER Manche Orientale.

II.1.3 Acquisition des données macrobenthiques

II.1.3.1 Missions en mer

Six missions en mer ont eu lieu sur le site du PER Manche orientale dans le but de réaliser des prélèvements benthiques. Les dates et les engins utilisés pour les prélèvements lors de ces différentes campagnes sont résumés dans le tableau II.2. Les prélèvements ont été réalisés à bord des NO « Côte d'Aquitaine » (BEMACE 1) et « Côtes de la Manche ». Pour l'ensemble des campagnes, une benne Hamon de 0,25 m² a été utilisée (Fig. II.5) car c'est l'engin le mieux adapté pour prélever les sédiments très grossiers (Dauvin, 1979). Des prélèvements à la drague Rallier du Baty ont également été réalisés lors des campagnes BEMACE mais ils ont été exclus des analyses par la suite car les données obtenues par cet engin ne sont que qualitatives et sont peu comparables aux prélèvements à la benne Hamon (Foveau, 2009).

Tableau II.2 : Descriptif des missions en mer réalisées sur le site du PER GMO entre 2007 et 2010. BH signifie Benne Hamon et DRB signifie Drague Rallier du Baty.

Mission	Dates	Nombre de stations de prélèvement			Identification
		Zone A	Zone C	Interm.	
BEMACE1	18-23/06/2007 (juin-07)	7 BH + 9 DRB	12 BH	-	Alizier/Foveau
BEMACE2	30/07-04/08/2007 (août-07)	6 BH + 10 DRB	12 BH	2 BH	Alizier/Foveau
ROVMACE1	20/04/2009 (avril-09)	8 BH	5 BH	2 BH	Lozach
ROVMACE2	30-31/08/2009 (août-09)	8 BH	5 BH	2 BH	Lozach
ROVMACE3	23-24/04/2010 (avril-10)	8 BH	5 BH	2 BH	Lozach
ROVMACE4	31/08-01/09/2010 (août-10)	8 BH	5 BH	2 BH	Lozach

II.1.3.2 Techniques de prélèvement

A chaque station de prélèvement trois répliquats ont été échantillonnés à la benne Hamon : deux pour les analyses biologiques et un pour les analyses sédimentaires. Dans ce dernier, il est récupéré tout d'abord un pot de sédiment dans lequel sera analysé la matière organique (conservé au congélateur), puis il est également prélevé environ 3 kg de sédiment représentatif de ce qui a été prélevé sur le fond qui est conservé dans un sachet plastique jusqu'à analyse granulométrique au laboratoire. Les deux répliquats 'faune' sont passés dans une double cuve de tamisage de maille circulaire 2 mm pour la première et de diamètre 1 mm pour la seconde (les échantillons ne seront pas traités ici). Les quatre fractions ainsi obtenues sont conditionnées dans des bidons (pour le 2 mm) ou des sachets hermétiques (pour le 1 mm) avec du formaldéhyde à 10 % de manière à fixer la faune (Fig. II.5).

Des observations vidéos avec le ROV Seabotix (Fig. II.5) ont également été réalisées sur 6 des 15 stations du suivi (14, p58, 37, 43 ; z12, z23) ainsi que sur deux stations où des essais avaient été réalisés avec la drague aspiratrice en marche Charlemagne sur la zone A et sur la zone C (sans que les traces ne soient repérées). Le protocole d'utilisation du ROV est décrit plus en détail dans le Chapitre IV.

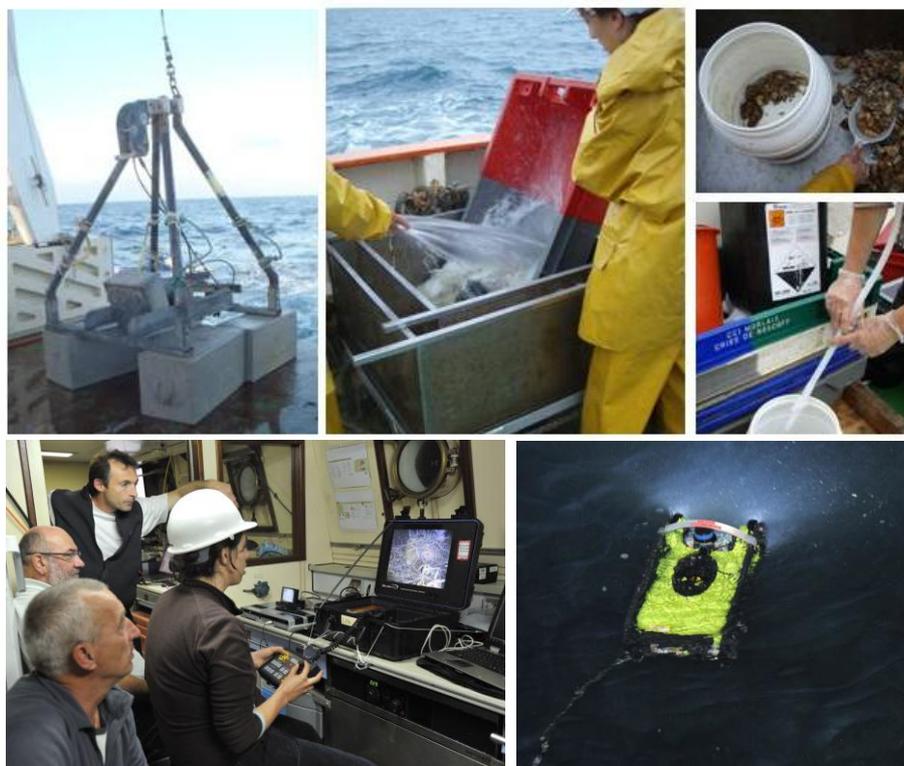


Figure II.5 : De gauche à droite, en haut : la benne Hamon, le tamisage des échantillons et leur conditionnement (crédit photo : SMW) ; en bas : manipulation du ROV Seabotix LBV200L² (crédit photo : Olivier Dugornay).

II.2 Traitement des échantillons benthiques

II.2.1 Analyses en laboratoire

II.2.1.1 Sédiments

Les analyses granulométriques ont été réalisées à la Station Marine de Wimereux par tamisage par voie sèche. Ainsi les sacs de sédiments préalablement conditionnés à bord pour la granulométrie sont versés dans de l'eau douce dans des bassines. Les vases sont remises en suspension dans des bassines et sont passées sur un tamis 50 µm. L'eau chargée en pélites est mise à décanter de manière à concentrer les particules. Une fois décantée, l'eau propre est rejetée et les pélites sont mises à sécher à l'étuve à 60°C pendant 48h. Le reste de l'échantillon est également séché dans les mêmes conditions. Une fois séchée, la fraction de l'échantillon supérieur à 50 µm est tamisée sur une colonne de 22 tamis. Chaque fraction ainsi obtenue ainsi que les fractions inférieures à 50 µm sont pesées et les données sont ensuite exprimées en pourcentage de la masse sèche totale de l'échantillon.

La teneur en matière organique se mesure par 'perte au feu'. Une fois l'échantillon décongelé, trois sous-échantillons sont préparés dans des coupelles préalablement pesées (PV) et sont mis à sécher à l'étuve à 60°C pendant 48h. Les coupelles avec le sédiment séché sont à nouveau pesées (PS) puis sont passées au four à 500°C pendant 5h pour calciner la matière organique. Une fois refroidis, les échantillons sont de nouveau pesés (PC). La teneur de MO est finalement calculée par cette équation :

$$\text{Teneur en MO (\%)} = [(PS-PV)-(PC-PV)] \times 100 / (PS-PV).$$

II.2.1.2 Macrofaune

Une fois au laboratoire, les échantillons fixés au formaldéhyde sont rincés puis séparés en trois fractions sur des tamis : supérieur à 50 mm ; entre 50 et 10 mm et entre 10 mm et 2 mm. La taille des sédiments étant très variable (des cailloutis aux sables), cette technique permet de mieux discerner les organismes du sédiment lors du tri. Dans la fraction supérieure à 50 mm ne sont conservés que les cailloutis et coquilles sur lesquelles est présente de l'épifaune. La fraction entre 2 et 10 mm et la fraction en 10 et 50 mm sont successivement triées dans une cuvette plastique à la pince.

Les espèces sont ensuite observées sous la loupe binoculaire et au microscope quand cela était nécessaire de manière à identifier les organismes jusqu'à l'espèce à l'aide de la bibliographie spécialisée. Les noms des espèces ont été actualisés grâce à la base de données ERMS (<http://www.marbef.org/data/erms.php>) en janvier 2011.

Après détermination, les organismes d'une même espèce sont regroupés pour une même station dans des papillotes d'aluminium pour être tout d'abord passés à l'étuve (PS), puis être ensuite calcinés au four (PC). Cela permet d'obtenir un nouveau paramètre d'étude qui est la biomasse des espèces, correspondant au poids sec libre de cendres (PSLC) :

$$\text{PSLC (mg)} = \text{PS} - \text{PC}.$$

II.2.2 Traitements statistiques

II.2.2.1 Sélection des données

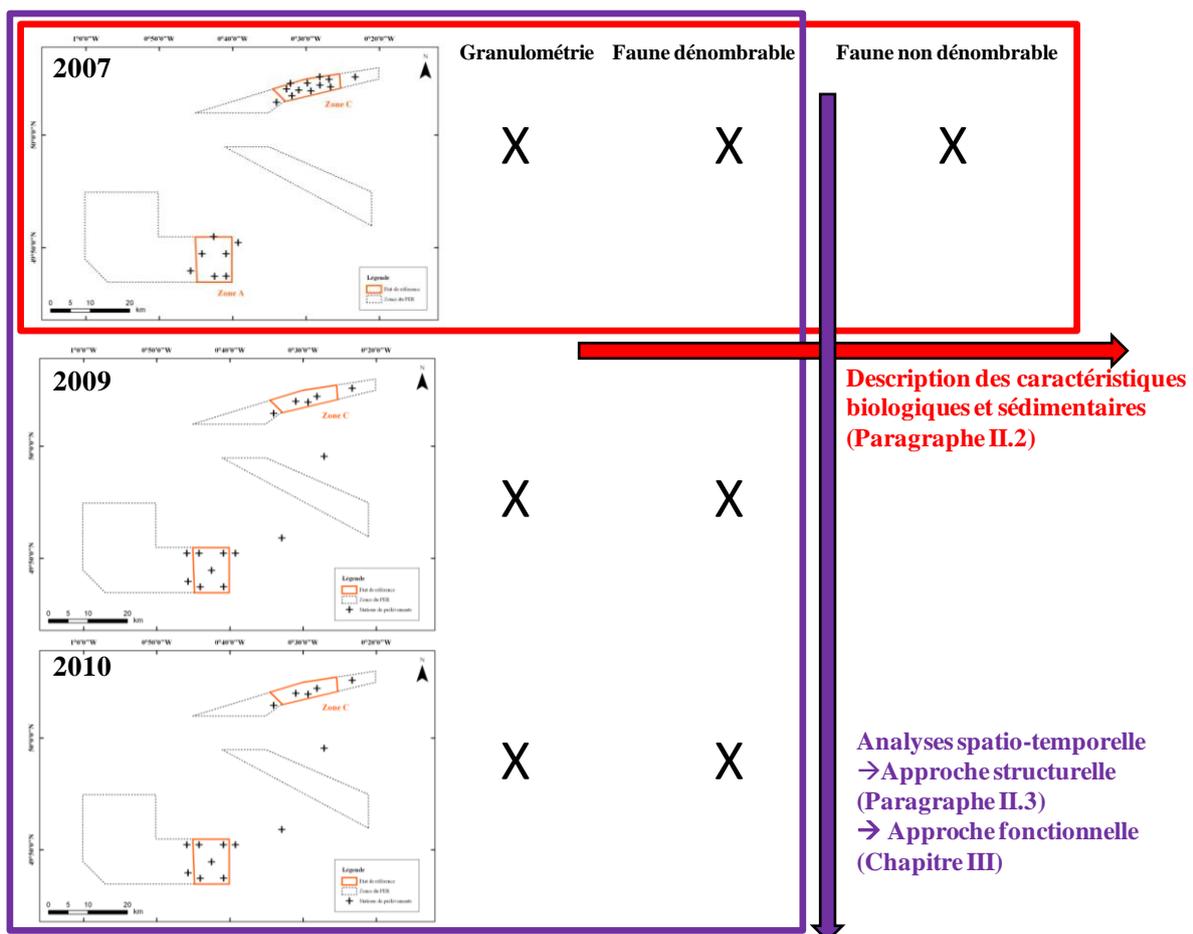


Figure II.6 : Schéma décrivant les sources de données exploitées selon les études réalisées.

De manière à répondre aux différents objectifs il est nécessaire d'adapter le jeu de données exploité selon le type d'analyses à réaliser (Fig. II.6). Trois types principaux d'information ont été collectés pendant les différentes campagnes :

- La granulométrie obtenue par tamisage des prélèvements sédimentaires ;
- La faune dénombrable, elle correspond aux organismes benthiques identifiés auxquels il est possible d'attribuer une valeur d'abondance ;
- La faune non dénombrable, elle correspond aux organismes ayant un mode de vie colonial et faisant souvent partie des organismes de l'épifaune sessile. Il n'est pas possible de leur attribuer une valeur d'abondance, les données sont donc présentées en présence/absence des espèces.

Les données obtenues suite aux prélèvements de 2007 diffèrent des données de 2009 et 2010 par deux aspects : (i) les sites de prélèvements ne sont pas les mêmes et la grille d'échantillonnage est plus dense en 2007 ; (ii) la faune non dénombrable n'a pas été identifiée en 2009 et 2010.

Ainsi, le jeu de données complet de 2007 est exploité dans le paragraphe II.3 de ce chapitre de manière à réaliser une description des caractéristiques biologiques et sédimentaires du site du PER Manche Orientale. Un jeu de données réduit de 2007 ainsi que les jeux de données 2009 et 2010 sont exploités dans la publication (§ II.4) ainsi que dans le chapitre III pour une analyse spatio-temporelle des aspects fonctionnels de la communauté benthique.

II.2.2.2 Analyses sédimentaires

Les pourcentages de gravier, sable grossier, sable moyen, sable fin et de vase ont été calculés à partir des fractions sédimentaires mesurées dans les échantillons prélevés en mer. Ces dernières permettent également de calculer des indices granulométriques tels que le grain moyen, le tri, le classement et l'asymétrie (Chamley et Deconinck, 2011).

Une analyse en composantes principales a été réalisée à partir de ces pourcentages et de ces indices pour exprimer les variations temporelles ou spatiales des fonds sédimentaires de la zone du PER. Les indices ayant servi de variable dans l'analyse ont été sélectionnés après avoir identifié le degré de corrélation entre les variables à l'aide de 'draftsman plot'. Quand deux variables étaient fortement corrélées, l'une des deux était écartée de l'analyse. Le logiciel utilisé pour les analyses statistiques est PRIMER6© version 6.1.10. (Plymouth

Routines in Multivariate Ecological Research). Une partie des analyses est détaillée dans la publication (§ II.4.1).

II.2.2.3 Analyses faunistiques

- *Caractérisation de la communauté benthique du site du PER*

L'abondance (en ind.m²) de chaque espèce est calculée pour chaque campagne BEMACE et les espèces sont ordonnées par ordre décroissant. La dominance de chaque espèce (ou abondance relative) est exprimée ensuite par son pourcentage par rapport à l'abondance totale de l'échantillon. Les courbes de dominance cumulée sont tracées en mettant la dominance de chaque espèce en ordonnée par rapport au rang des espèces, défini selon leur ordre décroissant d'abondance (en échelle Log). Les pourcentages de présence sont déterminés à partir du nombre d'occurrence d'une espèce par rapport au nombre total de stations prélevées.

Les courbes aire-espèces permettent de représenter le cumul du nombre d'espèces observées par rapport au nombre d'échantillons prélevés et d'en déduire le nombre d'échantillons nécessaires pour avoir un prélèvement représentatif de la richesse spécifique d'un site. Le cumul des stations a été réalisé par permutation à l'aide du Logiciel PRIMER6© version 6.1.10. Le logiciel permet de répéter plusieurs fois le tracé de la courbe en changeant la position des différents réplicats (999 permutations). La courbe est ensuite moyennée par rapport aux différentes répétitions et donne pour chaque nouveau réplicat une valeur moyenne du nombre d'espèces supplémentaires.

L'ensemble des cartes réalisées dans le cadre de ma thèse ont été possible grâce au logiciel ESRI® ArcMap™ Version 9.1

- *Suivi spatio-temporel*

Les analyses statistiques sur la structure de la macrofaune sont détaillées dans la publication (§ II.4.1) et ont été réalisées à l'aide du logiciel PRIMER6© version 6.1.10.

II.3 Caractérisation de la communauté benthique du site du PER

II.3.1 Rappel de la grille d'échantillonnage

Lors des campagnes BEMACE un total de 18 stations a été échantillonné à chaque saison (tableau II.2). Les stations intermédiaires z12 et z23 ont été échantillonnées en plus en août 2007.

Ce paragraphe II.3 se divise en deux parties, tout d'abord une description des fonds sédimentaires et ensuite une description générale des communautés biologiques. Dans la première partie, les stations prises en compte correspondent aux stations du suivi benthique : 6 stations de la zone A (4, 6, 11, 12, 13, 15) et cinq stations en zone C (34, 35, 37, 39, 40). Par contre, pour la seconde partie, où il est réalisé un inventaire des espèces présentes, l'ensemble des stations de la carte à la figure II.7 sont considérées, à l'exception des stations intermédiaires z13 et z23.

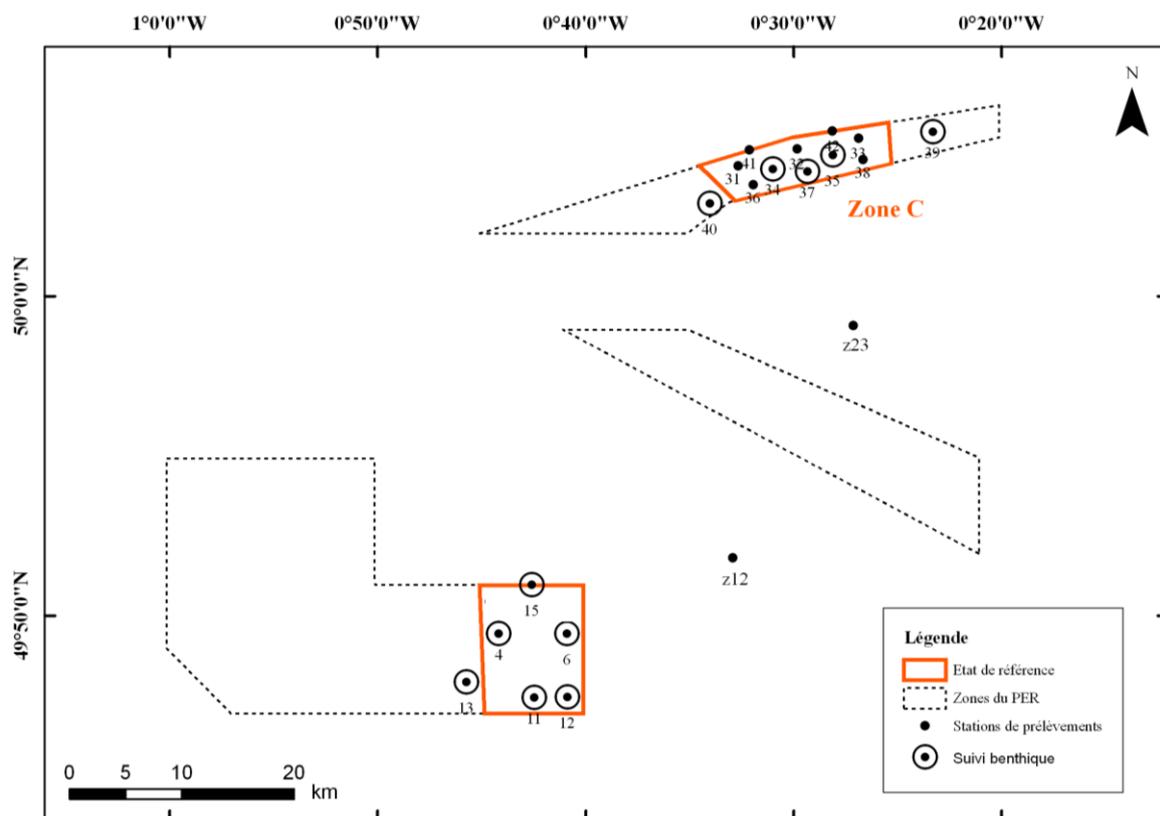


Figure II.7 : Stations de prélèvements à la benne Hamon des campagnes BEMACE 1 et 2.

II.3.2 Description des fonds sédimentaires

En annexes 1 et 1 bis sont présentées la carte bathymétrique et la carte morpho-sédimentaire réalisées par l'entreprise G-Tec S.A. mandatée par le G.I.E. G.M.O. L'interprétation des données a permis de caractériser différentes unités lithologiques et morphologiques du fond, telles la présence de faciès acoustiques de type gravier, sable/gravier et sable. Cette différenciation ne peut cependant pas être corrélée avec des classes granulométriques bien définies mais se base sur une proportion plus ou moins importante de sable ou de gravier (voir rapport du G.I.E. G.M.O.).

Tableau II.3 : Valeurs des différents paramètres granulométriques (\pm écart type) des prélèvements des campagnes BEMACE par zone (en noir) et par statut (en vert) : le grain moyen (en unité Phi) ; le classement, l'asymétrie et les différents pourcentages des fractions sédimentaires selon l'échelle de Wentworth (1922). Zone A et C correspond à la moyenne pour les stations dans les zones d'extraction et Référence A/Référence C correspondent aux stations de référence pour la zone A et C respectivement. Intermédiaire correspond au groupe des stations intermédiaires (z12 et z23) (voir carte Fig. II.4). La teneur en matière organique des échantillons (%) correspond aux moyennes mesurées pendant les campagnes ROVMACE (dans la colonne grise, à titre indicatif).

Campagne	Grain moyen	Classement	Assymétrie	% Gravier	% Sable grossier	% Sable moyen	% Sable fin	% Vase	Teneur en MO
Zone A									
BEMACE1	-2,33 \pm 0,84	2,6 \pm 0,15	0,22 \pm 0,26	65,3 \pm 9,3	21,8 \pm 5,2	15,5 \pm 4,1	2,1 \pm 1	0,2 \pm 0,3	1.12 \pm 0.07
BEMACE2	-2,39 \pm 0,52	2,62 \pm 0,15	0,23 \pm 0,17	67,7 \pm 7,5	16,3 \pm 4	13,7 \pm 3,7	2,4 \pm 1,3	0,5 \pm 0,4	
Référence A									
BEMACE1	-1,77	2,54	0,1	60,2	15,7	19,6	2,3	0,1	1.12 \pm 0.09
BEMACE2	-1,26	2,28	0	53,3	15,6	24,9	2,5	0,3	
Zone C									
BEMACE1	-2,31 \pm 0,84	2,31 \pm 0,17	0,21 \pm 0,24	68,4 \pm 12,4	12,5 \pm 7,2	10,6 \pm 4,6	1,9 \pm 0,6	0,5 \pm 0,2	1.52 \pm 0.10
BEMACE2	-2,44 \pm 0,1	2,39 \pm 0,18	0,35 \pm 0,02	74,2 \pm 5,5	18,4 \pm 2,9	10,4 \pm 3,6	2,3 \pm 0,5	0,6 \pm 0,3	
Référence C									
BEMACE1	-2,46	2,37	0,39	69,1	18,9	12	2	0,3	1.51 \pm 0.16
BEMACE2	-1,96	2,54	0,14	61,3	18,6	15,3	2,1	0,7	
Intermédiaire									
BEMACE1	-	-	-	-	-	-	-	-	1.27 \pm 0.08
BEMACE2	-1,47	2,38 \pm 0,09	0,03 \pm 0,02	56,4 \pm 2,7	20,5 \pm 1,9	17,8 \pm 4,3	3,4 \pm 0,6	0,7 \pm 0,2	

Le tableau II.3 présente les différentes caractéristiques sédimentaires des échantillons. Le grain moyen est entre -1,15 et -2,22 unité Phi, soit entre 2,22 et 5,75 mm correspondant donc plutôt à des graviers fins selon l'échelle de Wentworth (1922). Le classement est entre 2,13 et 2,15, correspondant à un sédiment mal trié, et il y a une asymétrie vers les fines dans la plupart des stations (exemple : Fig. II.8). Ces indices sont cependant à prendre avec précaution car les distributions sédimentaires sont bimodales (Chamley et Deconinck, 2011). Le premier mode, représentant une masse plus importante, correspond à des graviers, galets et coquilles et le deuxième moins important, aux sables moyens voire aux sables moyens et grossiers pour certaines stations.

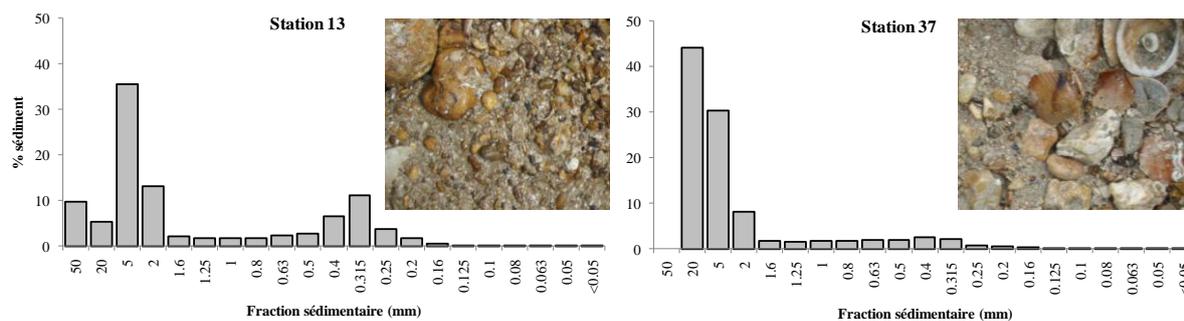


Figure II.8 : Distribution des classes granulométriques en fonction des tamis. Exemple des stations 13 et 37.

Les courbes de fréquences cumulées des différentes fractions sédimentaires permettent de voir les changements de fractions sédimentaires à travers la zone d'étude (Fig. II.9). Les stations sont toutes similaires, avec un pourcentage de gravier dominant, entre 54 et 83 % ; suivi d'une fraction de sables grossier et moyen élevée.

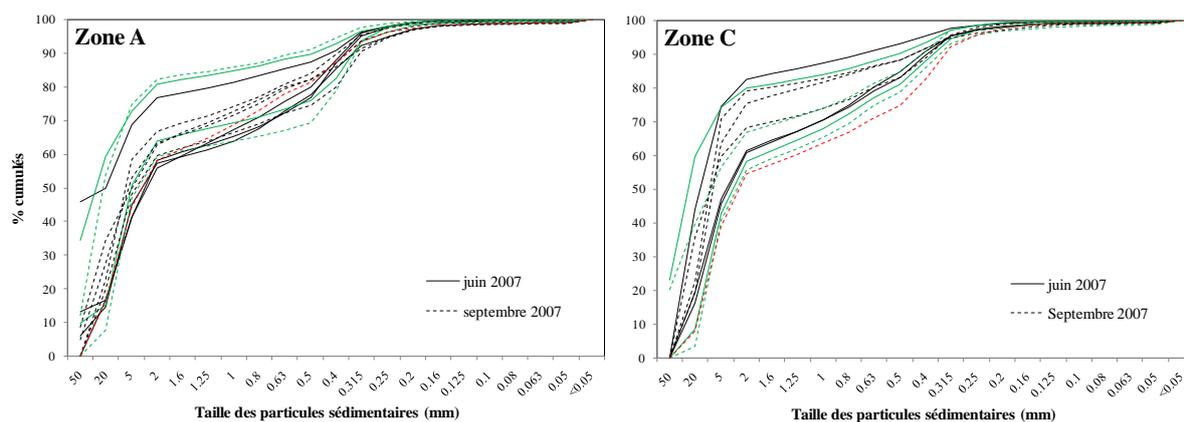


Figure II.9 : Courbes des fréquences cumulées des fractions granulométriques pour les stations prélevées en 2007. Les lignes vertes correspondent aux stations de référence proche de la zone d'extraction, les lignes rouges en dehors de la zone (stations intermédiaires) et les lignes noires correspondent aux stations dans le site potentiel d'extraction (voir carte Fig II.4).

L'ensemble des stations est de type « gravier ensablé » selon la classification de Folk (1954) (Fig. II.10) à l'exception de deux stations de prélèvement qui sont classées comme « gravier » car elles ont plus de 80% de graviers. Foveau (2009) a proposé une adaptation de cette classification qui réduit le nombre de classes sédimentaires, de manière à avoir des classes plus pertinentes pour les comparaisons avec la structure du compartiment benthique dans le bassin oriental de la Manche. D'après cette adaptation de la classification de Folk (1954), l'ensemble des stations de cette étude sont dans les « graviers ». Les diagrammes de Folk (1954) et Folk adapté (Foveau, 2009) sont présentés en annexe 2.

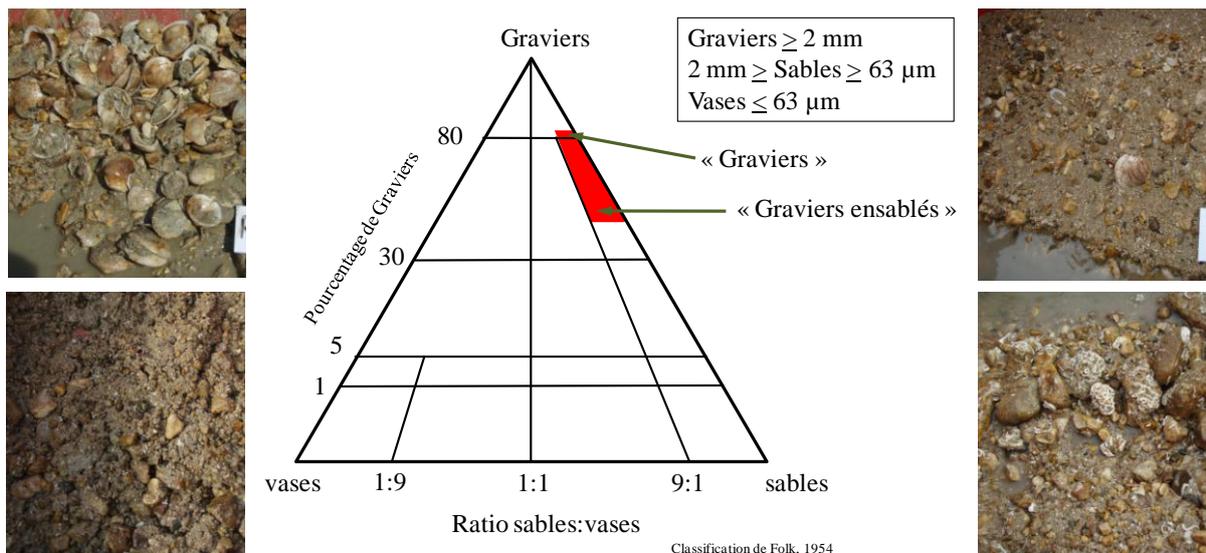


Figure II.10 : Diagramme de Folk et photos des sédiments prélevés sur la zone en avril 2009 (ROVMACE 1).

La figure II.11 présente les variations des paramètres sédimentaires identifiés précédemment en fonction des statuts de chaque zone des stations d'échantillonnage. Il est clair que les variations restent très faibles entre les différentes zones. Les zones de référence ont des valeurs très proches des zones destinées à l'extraction des granulats. La teneur en matière organique est légèrement plus élevée (0,5 %) sur la zone nord (zone C) que dans la zone sud (zone A).

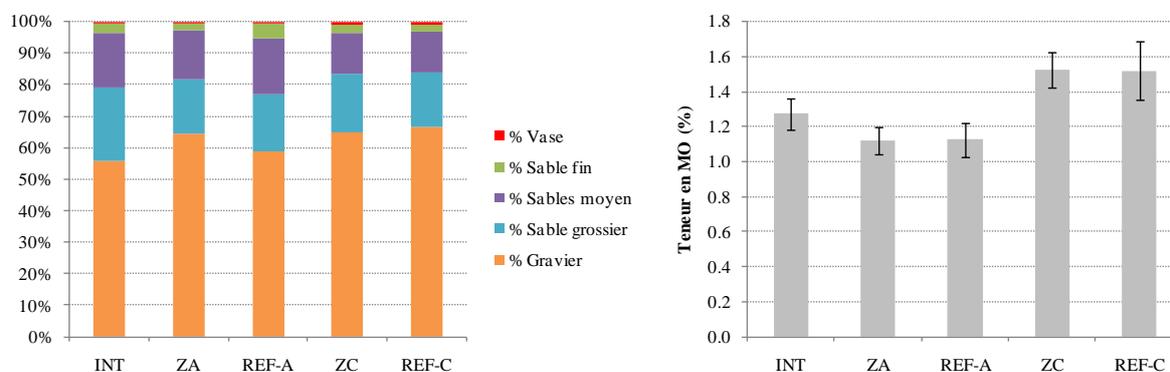


Figure II.11 : Pourcentage moyen des différentes fractions granulométriques et teneur en matière organique (barre erreur : écart-types) selon le statut des stations.

Toutes les valeurs interprétables s'accordent ainsi pour décrire le sédiment du PER Manche Orientale comme hétérogène car composé de deux fractions nettement différentes : une **fraction grossière dominante** et une **fraction sableuse de moindre importance**. De manière générale, **les caractéristiques sédimentaires sont donc très similaires d'une station à l'autre et entre juin et août 2007**. Les photographies prises lors de

l'échantillonnage concordent avec les résultats de ces analyses. La nature sédimentaire du fond est conforme aux prévisions déduites de la lecture de l'étude de géophysique. Les deux zones disposent d'un substrat de type « graviers ensablés ».

II.3.3 Macrobenthos

Les campagnes BEMACE 1 et BEMACE 2 ont été réalisées pour faire l'état biosédimentaire de référence dans le cadre du PER Manche Orientale. Il est par conséquent intéressant de reprendre ces données pour faire une présentation générale du benthos du site d'étude. Le rapport du PER indiquait que la macrofaune des trois zones (A, B et C) formait un ensemble homogène, les stations étant toutes semblables entre elles (voir rapport du G.I.E. G.M.O., 2008). Il est rappelé que pour la suite, seules les données des zones A et C sont considérées.

II.3.3.1 Abondances et richesse spécifique : la faune dénombrable

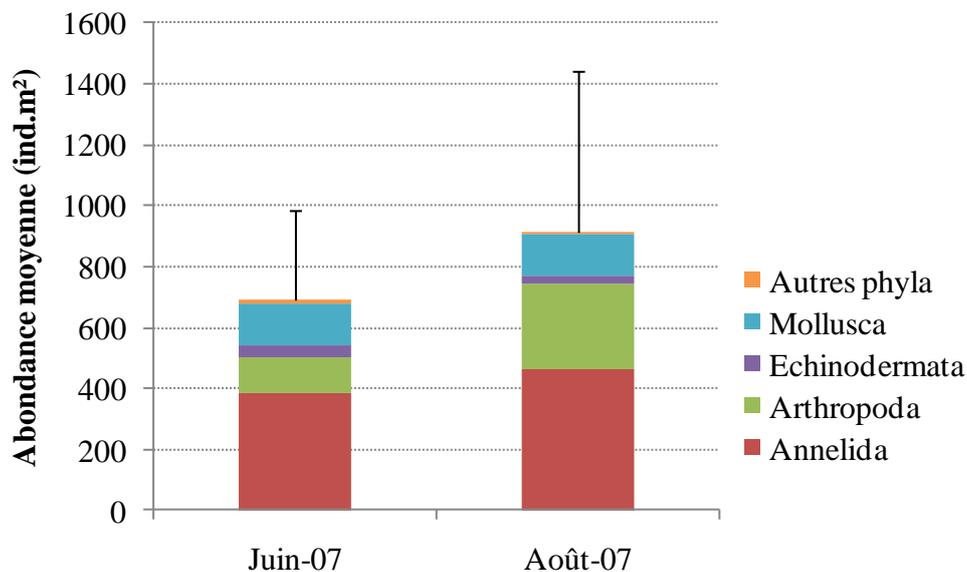


Figure II.12 : Abondances moyennes (et écart-types) et proportions des différents phyla mesurés lors des campagnes BEMACE 1 (juin-07) et BEMACE 2 (août-07) dans les zones A et C.

La figure II.12 présente les abondances moyennes enregistrées sur l'ensemble du site pour les campagnes BEMACE 1 et BEMACE 2 ainsi que les proportions des différents phyla des espèces dénombrables. Le phylum dominant correspond aux annélides polychètes, suivi des crustacés puis des mollusques. Les autres groupes sont bien moins représentés.

L'abondance moyenne est plus élevée en été qu'au printemps, cela peut s'expliquer par un recrutement estival. Cette variation semble être causée par une augmentation du nombre de crustacés en été (notamment les espèces de décapodes *Pisidia longicornis*, *Galathea intermedia* et *Eualus occultus* et de l'amphipode *Othomarea othonis*).

Tableau II.4 : Liste des espèces de la faune dénombrable contribuant à 80 % de l'abondance totale, ordonnées selon leurs abondances moyennes et leurs pourcentages de dominance dans l'ensemble de la communauté en juin et août 2007. Le pourcentage de présence indique la proportion de stations où ces espèces sont présentes. Les espèces présentes dans toutes les stations sont indiquées en gras.

BEMACE 1 (juin-07)				BEMACE 2 (août-07)			
Taxons	Abondance (ind.m ² ± e.t.)	Dominance (%)	Présence (%)	Taxons	Abondance (ind.m ² ± e.t.)	Dominance (%)	Présence (%)
<i>Spirobranchus triqueter</i>	126 ± 126	18.2	95	<i>Spirobranchus triqueter</i>	146 ± 167	16.3	95
<i>Glycymeris glycymeris</i>	48 ± 50	6.9	79	<i>Galathea intermedia</i>	145 ± 99	16.1	100
<i>Galathea intermedia</i>	35 ± 29	5.1	84	<i>Pisidia longicornis</i>	43 ± 72	4.8	89
<i>Lumbrineris gracilis</i>	28 ± 22	4.0	100	<i>Ampharete baltica</i>	41 ± 25	4.6	95
<i>Notomastus latericeus</i>	27 ± 23	3.9	100	<i>Glycymeris glycymeris</i>	35 ± 37	3.9	100
<i>Verruca stroemia</i>	23 ± 17	3.3	95	<i>Lumbrineris gracilis</i>	27 ± 24	3.1	95
<i>Gibbula tumida</i>	20 ± 16	2.9	84	<i>Nucula nitidosa</i>	27 ± 39	3.0	53
<i>Eunice vittata</i>	19 ± 23	2.8	74	<i>Othomarea othonis</i>	25 ± 28	2.7	100
<i>Pisidia longicornis</i>	19 ± 33	2.7	84	<i>Notomastus latericeus</i>	23 ± 19	2.6	100
<i>Ampharete baltica</i>	17 ± 11	2.5	95	<i>Laonice bahusiensis</i>	21 ± 16	2.3	100
<i>Laonice bahusiensis</i>	17 ± 15	2.4	100	<i>Aonides paucibranchiata</i>	17 ± 9	1.9	95
<i>Amphipholis squamata</i>	16 ± 14	2.4	89	<i>Gibbula tumida</i>	16 ± 9	1.8	95
<i>Paphia rhomboides</i>	14 ± 15	2.0	95	<i>Scalibregma celticum</i>	16 ± 13	1.8	89
<i>Aonides paucibranchiata</i>	13 ± 8	1.9	95	<i>Eunice vittata</i>	15 ± 18	1.7	74
<i>Balanus crenatus</i>	11 ± 18	1.6	68	<i>Verruca stroemia</i>	13 ± 18	1.4	100
<i>Echinocyamus pusillus</i>	11 ± 17	1.5	79	<i>Lepidonotus squamatus</i>	13 ± 23	1.4	74
<i>Amphiura (Ophiopeltis) securigera</i>	10 ± 12	1.4	79	<i>Eualus occultus</i>	12 ± 22	1.4	74
<i>Nucula nitidosa</i>	10 ± 16	1.4	58	<i>Syllis armillaris</i>	11 ± 12	1.2	95
<i>Timoclea ovata</i>	10 ± 11	1.4	63	<i>Paphia rhomboides</i>	10 ± 9	1.2	84
<i>Nemertea</i>	9 ± 7	1.4	100	<i>Amphipholis squamata</i>	10 ± 10	1.1	84
<i>Syllis armillaris</i>	9 ± 10	1.3	84	<i>Eteone longa</i>	10 ± 7	1.1	89
<i>Liocarcinus pusillus</i>	9 ± 8	1.3	84	<i>Balanus crenatus</i>	10 ± 22	1.1	58
<i>Polycirrus medusa</i>	9 ± 7	1.2	84	<i>Nemertea</i>	9 ± 6	1.0	89
<i>Eteone longa</i>	8 ± 5	1.2	95	<i>Glycera capitata</i>	8 ± 5	0.9	100
<i>Glycera capitata</i>	8 ± 5	1.2	95	<i>Asclerocheilus intermedius</i>	8 ± 6	0.9	84
<i>Websterinereis glauca</i>	8 ± 9	1.2	58	<i>Timoclea ovata</i>	8 ± 8	0.9	84
<i>Caulleriella alata</i>	8 ± 7	1.1	89				
<i>Lepidonotus squamatus</i>	7 ± 9	1.0	79				
<i>Aonides oxycephala</i>	7 ± 7	1.0	79				

Sur l'ensemble des campagnes de prélèvement BEMACE, 299 espèces ont été identifiées dont 78 espèces coloniales (non dénombrables) de l'épifaune sessile. Une observation plus détaillée de la répartition des espèces dans la communauté benthique du site du PER Manche Orientale est présentée tableau II.4. Il est notable que moins de 20 % des espèces contribuent à 80 % de l'abondance totale sur le site (19 % en juin 2007 et 14 % en août 2007) et ces espèces sont trouvées dans la grande majorité des stations comme l'indique le pourcentage de présence. Par ailleurs cette communauté n'est pas caractérisée par la surdominance d'une ou de quelques espèces par rapport au reste de la communauté, la distribution des espèces est homogène. En effet, l'allure générale des courbes de dominance cumulée est régulière (Fig. II.13), ce qui montre que globalement les espèces ont une

contribution quasiment équivalente à l'abondance totale de la communauté. De plus, *Spirobranchus triqueter* (anciennement appelé *Pomatoceros triqueter*) qui est l'espèce dominante, représente moins de 20 % de l'abondance totale de la communauté.

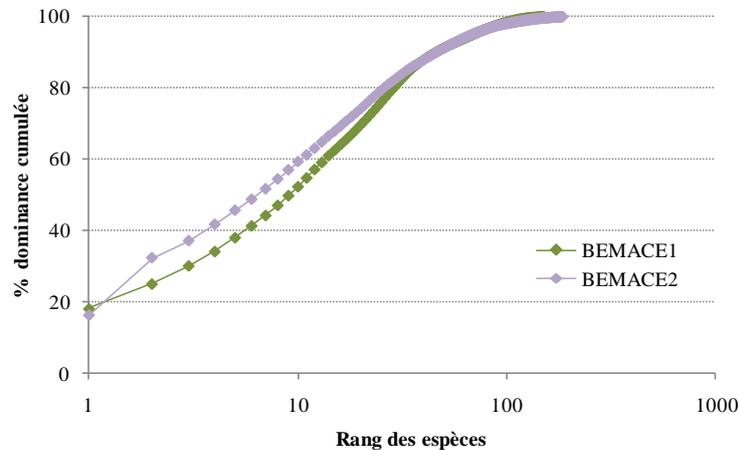


Figure II.13 : Courbe de dominance cumulée de la macrofaune dénombrable (données d'abondance) prélevée pendant les campagnes BEMACE 1 et BEMACE 2.

Les courbes aire-espèces permettent d'avoir une notion de l'effort minimal d'échantillonnage pour obtenir un inventaire complet d'une communauté (Frontier et al., 2008). C'est une notion purement pratique car les courbes atteignent difficilement un plateau ; en effet, le nombre d'espèces augmente sans cesse avec le nombre de prélèvements, même si aux derniers réplicats il n'y a une augmentation que de une à trois espèces. L'asymptote n'étant pas réellement atteinte (Fig. II.14), les valeurs ci-après sont des estimations. Ainsi dans la zone A, il n'y pas de plateau identifiable, et en zone C, le plateau apparaît pour environ 120/140 espèces selon la période de prélèvement. Il y a une richesse spécifique nettement supérieure en août, après le recrutement. Pour échantillonner au moins 90 % des espèces, il faudrait prélever environ 4 m² de sédiment sur la zone C, c'est-à-dire 16 coups de benne Hamon. Il est remarquable, par ailleurs et que ce soit pour la zone A ou la zone C, que la courbe augmente rapidement dès les premiers quarts de mètre carré échantillonnés, ce qui montre une forte richesse spécifique de la communauté.

La richesse spécifique et la manière dont se distribuent les espèces suivant leur abondance influencent le nombre d'échantillon nécessaire pour identifier au moins 80 % des taxons présents dans les sédiments (Newell et al., 2001). L'analyse conjointe des courbes de dominance et des courbes aire-espèces montre que les sédiments grossiers du PER Manche Orientale supportent une communauté ayant une distribution des espèces régulière, et une forte diversité. Il faut de nombreux réplicats pour récolter 90 % des taxons de la communauté.

Ce comportement de la communauté est **typique des milieux stables : une grande richesse spécifique et une faible contribution de chaque espèce à l'abondance globale de la communauté** (Newell et al., 1998).

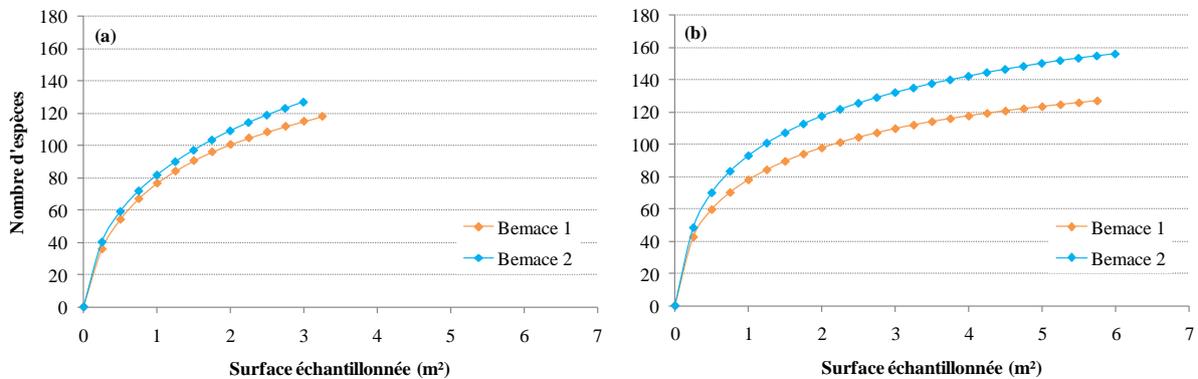


Figure II.14 : Courbes aire-espèces calculées à partir des prélèvements réalisés aux zones A (a) et C (b) pendant les campagnes BEMACE 1 et BEMACE 2.

II.3.3.2 Importance de la faune non dénombrable

Au sein du benthos, on différencie l'endofaune d'une part, c'est-à-dire les organismes vivant dans le substrat, et l'épifaune d'autre part, c'est-à-dire les organismes vivant à la surface du substrat. Une partie de l'épifaune est dite 'vagile' car elle est capable de se déplacer, tandis que l'autre partie est dite 'sessile' car elle est fixée au substrat. Certains organismes de l'épifaune sont souvent négligés dans les suivis benthiques car leur prélèvement ou l'analyse des données requiert des techniques adaptées. Il s'agit d'une part de l'épifaune sessile non dénombrable (i.e. les espèces vivant en colonie) et d'autre part de ce qui est appelé la mégafaune dispersée (i.e. les individus d'une espèce sont éloignés les uns des autres).

L'épifaune sessile non dénombrable regroupe des groupes faunistiques comme les bryozoaires, les hydraires, les porifères ou encore certaines ascidies coloniales. Elle s'observe sur les particules sédimentaires de grande taille (cailloutis ou coquilles) prélevées dans les bennes lors de l'échantillonnage benthique. Les espèces, une fois identifiées, sont présentées sous la forme de matrice espèce/station où les données sont en présence/absence. C'est le niveau le plus strict de l'information écologique que l'on puisse analyser. Il n'y a aucun poids donné aux espèces, qu'elles soient communes ou rares (Clarke et Warwick, 1994) et cela influence donc fortement la description des communautés, et ceci d'autant plus dans les communautés de sédiments grossiers, et particulièrement les zones à cailloutis. En effet,

Foveau (2009) a montré par exemple que les espèces de l'épifaune sessile non dénombrable peuvent représenter 25% de la richesse spécifique dans les communautés des cailloutis du bassin oriental de la Manche. Il a donc été fait le choix de réaliser un inventaire faunistique des espèces de l'épifaune sessile non dénombrable à partir des prélèvements à la benne Hamon correspondant à l'état de référence du site du PER Manche orientale (voir rapport du G.I.E. G.M.O.), mais de ne pas faire de suivi de ce compartiment faunistique pendant les campagnes ROVMACE. Les résultats attendus semblaient peu pertinents par rapport au temps de détermination nécessaire pour identifier la diversité des espèces de l'épifaune sessile non dénombrable. Cependant ce paragraphe est l'occasion de présenter les résultats issus de l'inventaire faunistique de BEMACE 1 et 2.

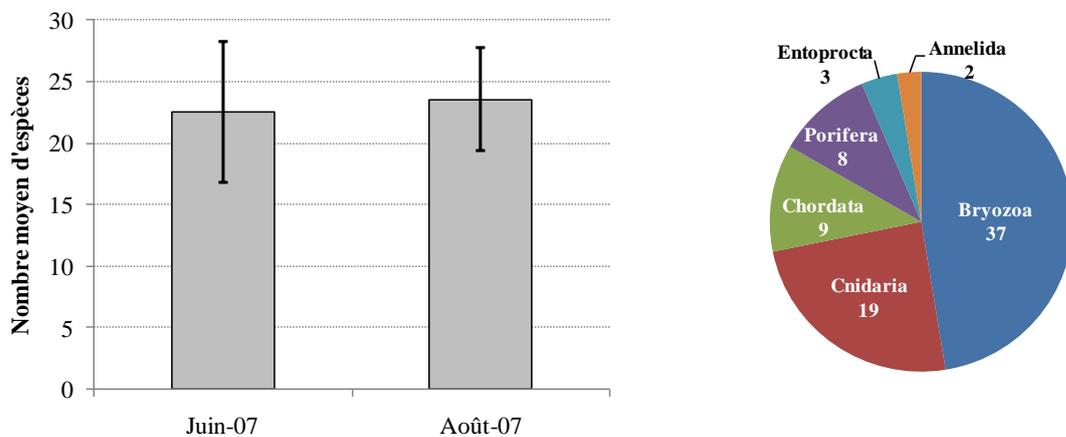


Figure II.15 : Caractérisation de l'épifaune sessile non dénombrable pour les campagnes BEMACE : histogramme du nombre moyen d'espèces (et écart type) par station en juin et en août 2007 et diagramme en secteur des proportions des différents phyla (les chiffres correspondent au nombre d'espèces pour chaque phylum).

La richesse spécifique varie de 11 à 34 espèces par station et le nombre moyen d'espèces est très proche d'une campagne à l'autre (Fig. II.15). Les phyla dominants sont les bryozoaires et les cnidaires (principalement des hydres). Le tableau II.5 liste les espèces les plus communes qui ont été prélevées dans plus de 80 % des stations d'échantillonnage des campagnes BEMACE. A l'exception de *Spirorbis* (annélide polychète) et de *Clytia hemisphaerica* (hydraire), ces espèces sont des bryozoaires encrustants qui forment des petites taches éparses sur les roches (rarement sur de grandes surfaces). Une analyse de similarité a été réalisée à partir des données en présence/absence sur l'ensemble des espèces identifiées (endofaune et épifaune, dénombrable et non dénombrable) sur le site du PER « Manche Orientale » dans le cadre de l'état de référence biosédimentaire (voir rapport du

G.I.E. G.M.O.). Il en ressort les mêmes conclusions qu'avec l'analyse des abondances, les deux zones A et C forment un ensemble faunistique homogène en ce qui concerne la distribution des espèces au sein de l'ensemble du site du PER.

Tableau II.5 : Espèces de l'épifaune sessile non dénombrable présentes dans plus de 80 % des stations d'échantillonnage des campagnes BEMACE. Les photos présentes quatre des espèces les plus communes (Crédit photo: A. Foveau).

(1)	Taxon	% de présence	(3)
(2)	<i>Disporella hispida</i> ⁽¹⁾	100	(4)
	<i>Escharella variolosa</i>	100	
	<i>Reptadeonella violacea</i> ⁽²⁾	100	
	<i>Rhynchozoon bispinosum</i> ⁽³⁾	100	
	<i>Schizomavella auriculata</i> ⁽⁴⁾	100	
	<i>Plagioecia sarniensis</i>	97.5	
	<i>Tubulipora liliacea</i>	95.0	
	<i>Spirorbis</i>	90.0	
	<i>Clytia hemisphaerica</i>	87.5	
	<i>Microporella ciliata</i>	82.5	

L'épifaune sessile non dénombrable représente une partie du zoobenthos non négligeable par rapport à sa richesse faunistique mais **son rôle dans les analyses structurales reste limité** car les données ne peuvent en effet être analysées qu'en fonction de la présence ou l'absence des espèces. Par ailleurs son **rôle fonctionnel reste difficilement accessible** par les techniques d'analyses utilisées. La description de ce compartiment faunistique est en revanche **indispensable dans l'étude des habitats benthiques** qui sera développé dans le chapitre IV.

II.4 Suivi temporel de la structure de la communauté des graviers ensablés

II.4.1 Résultats et discussion du suivi benthique : Publication

Ce paragraphe est une publication parue dans le journal : Journal of Sea Research (Lozach et Dauvin, 2012). Dans cette étude, la structure des communautés benthiques de la zone du PER Manche Orientale est analysée. Dans un but de clarté et afin de pouvoir dégager d'éventuels patrons de distribution spatiale ou temporelle, 11 stations d'échantillonnage quantitatif à la benne Hamon ont été sélectionnée pour chaque campagne d'échantillonnage afin d'en suivre l'évolution au cours des années 2007 à 2010, soit au cours de six campagnes d'échantillonnage.

Publication: Temporal Stability of a Coarse Sediment Community in the Central Eastern English Channel Paleovalleys

Lozach Sophie ^{a,b,c,d*}, Dauvin Jean Claude ^c

^a Univ Lille Nord de France, F-59000 Lille, France

^b Université de Lille1, Station Marine de Wimereux, UMR LOG, 28 avenue Foch, BP 80, F-62930 Wimereux, France

^c Université de Caen Basse-Normandie, UMR CNRS 6143 M2C, F-14000 Caen, France

^d CNRS UMR 6143 M2C, 24 rue des Tilleuls, F-14000 Caen, France

*Corresponding author:

E-mail address: sophie.lozach@unicaen.fr (S. Lozach)

Résumé

Les variations naturelles de la communauté benthique des paléovallées du bassin oriental de la Manche ont été étudiées pendant une période de quatre ans dans le contexte de la mise en place d'un site d'extraction de granulats marins dans les eaux françaises de la Manche. Six campagnes ont été réalisées, deux fois par an (mi-avril et mi-août : pré- et post-recrutement) en 2007, 2009 et 2010. La zone présente des similitudes, au niveau des caractères structuraux de la communauté, avec les autres communautés de sédiments grossiers du bassin oriental de la Manche mais présente également une remarquable constance au cours du temps. Le tamisage a été réalisé à bord sur une maille de 2 mm et cela semble réduire une partie du bruit

dû aux colonisations estivales. La ligne de base obtenue est pertinente pour identifier les relations cause-effet de l'impact du dragage et pour révéler les conséquences sur les attributs écologiques clefs. Il sera ainsi plus facile d'évaluer le taux de récupération sur le long terme. L'utilisation de cette ligne de base est discutée en termes d'implication pour la gestion future du site.

Abstract

The natural variation of the benthic community of eastern Channel paleovalleys was investigated over a four-year period in the context of an aggregate extraction licence for the French side of the English Channel. Six surveys were conducted: twice a year (mid-April: pre-recruitment and the end of August: post-recruitment) in 2007, 2009 and 2010. The area showed similar features of community structural parameters, to other coarse sediment areas in the eastern English Channel. This area also presented an outstanding constancy over time. The baseline obtained allows the identification of cause-effect relationships between the impact of aggregate dredging and environmental changes and also highlights the consequences of dredging on key ecological attributes. The long-term biological recovery rate will thereby be easier to assess. The use of this baseline is discussed in terms of implications for future management of the study area.

Keywords: benthic communities, aggregate extraction, baseline surveys, gravel, English Channel paleovalleys, mesh-size sieving

Introduction

The management of marine offshore areas in the eastern English Channel implies considering the growth in aggregate extraction sites and of marine renewable energy devices developments (Dauvin and Lozachmeur, 2006; Dauvin, in press; James et al., 2011). Within this context, it has been strongly recommended to establish baseline surveys for environmental impact assessment as part of a framework of ecosystem based management (ICES, 2005). Compiling baseline data entails monitoring natural variation of the environment prior to impact, to set reference data in order to gather conclusive evidence of potential adverse effects of human activities at sea such that appropriate mitigation measures

can be taken (Hardman-Mountford et al., 2005; ICES, 2005). Some authors recognise that baseline studies are currently lacking as so, clearly establish achievement of the restoration status of gravel extraction site in England (Boyd et al., 2005; Barrio-Froján et al., 2008, 2011). However they are currently considered more often in other marine areas as in the recent construction of offshore wind farms in Germany (Köller et al., 2006) and in Belgium (Degraer et al., 2011), for the implementation of tidal energy conversion devices in Scotland (Shields et al., 2009) and with gravel extraction sites in the eastern English Channel (The East Channel Association, 2011; www.siegma.fr).

The eastern English Channel is a shallow sea presenting a large network of paleovalleys, partly filled with coarse sediment, up to several metres in some areas (Dingwall, 1975; Gupta et al., 2007). It represents a great resource for industry and aggregate extraction and it is becoming a marine economic management challenge on the French side of the eastern English Channel. Indeed, marine resources represent only 1% of the national aggregate production in France (Sutton and Boyd, 2009) but the delivery of three exploration licences to aggregate companies for three sites initially called *Charlemagne*, *Saint Nicolas* and *Côte d'Albâtre* in the Eastern English Channel predict a change in the French habits in the next few years (Dauvin and Lozachmeur, 2006; wwz.ifremer.fr/drogm/).

Aggregate extraction induces physical disturbance on the seafloor, therefore environmental changes are assessed through benthic communities living in close relationship with the substrate (Dauvin, 1993; Hall, 1994). Organisms forming these benthic communities are commonly used as bio-indicators for the ecological status of marine areas because they respond rapidly to environmental stress (Dauvin, 1993). This particular attribute is essential in environmental monitoring because any irregular variations in their structure make it possible to detect damaging levels of human activities in marine ecosystems. Aggregate extraction impacts on marine ecosystems have been thus described through numerous scientific publications relating to the Eastern English Channel and the North Sea (Newell et al., 1999, 2004; Desprez, 2000; Boyd et al., 2005; Cooper et al., 2007a; Desprez et al., 2010; Barrio-Froján et al., 2011). These studies have shown that there is a strong relationship between sediment characteristics, particularly of the relative sand and gravel proportions, and the benthic communities settling there.

Impacts are schematised within two main scenarios, which describe the evolution of the benthic community after the dredging has ceased (Boyd et al., 2005): (i) the substrate changes from sandy gravel to gravelly sand or (ii) the substrate remains unchanged. In the first case,

there is a change in the benthic community, from a gravel community to a sand community, generally with lower biomass. Recovery will be quicker in the second case, when the sediment characteristics (e.g., sediment type, topography and hydrodynamics) remain unchanged. However, each site presents unique physical and biological characteristics (i.e., site-specificity), and these characteristics must be studied prior to dredging to anticipate the potential impacts of dredging on the local benthic communities (Boyd et al., 2004; Barrio-Froján et al., 2008; Foden et al., 2009).

A relevant baseline gives description of benthic community structure prior to disturbance. As part of this, it is however important to include temporal replication because there is a wide range of natural fluctuations that affect the benthic community structural parameters (i.e., species composition, abundance, diversity, and biomass) (Glémarec, 1979; Gentil and Cabioch, 1997). In temperate waters, winter seasonal stress causes a pattern in macrobenthic communities, which display a maximum abundance at the end of the summer and early autumn and a minimum abundance at the end of the winter and early spring (Ibanez et al., 1993; Armonies, 2000; Dauvin et al., 2004; Van Hoey et al., 2007). Beyond this seasonal cycle, macrobenthic communities can also show less predictable large variations, which can be due either to physical parameter variability (e.g., severe winters, sediment changes) and/or to biological variability (e.g. strong recruitment) (Maurer et al., 1979; Gentil et al., 1985; Ibanez et al., 1993; Davoult et al., 1998; Ghertsos et al., 2000; Ropert and Dauvin, 2000; Cooper et al., 2007a; Desroy et al., 2007). It is thus more difficult to detect the signal of a human-induced disturbance when an ecosystem presents strong “noise” due to its natural seasonal and pluriannual variation.

There are few quantitative studies about natural variability in coarse sediment communities in the eastern English Channel because this type of sediment had been difficult to sample before widespread adoption of the use of the Hamon grab. Coarse sediment is almost by its definition hard and the organisms present are at high dispersion rate (Dauvin, 1979, 1988a, 1988b; Eleftheriou and Holme, 1984). Currently, most of the studies of this type of sediment concern aggregate extraction sites that are already in dredging operation. Thus, before this economic activity in France becomes a major source of disturbance, it is worthwhile to establish baseline records for the benthic communities in the eastern English Channel paleovalleys, especially in their central part for which there are very little quantitative data. In 2007, the company possessing the *Charlemagne* exploration licence carried out a benthic monitoring of the site to compile a reference state on the basis of a

biannual sampling survey (pre- and post-recruitment). The site was renamed ‘PER Manche Orientale’ because it currently has the status of *Permis Exclusif de Recherche* (exclusive permission to research or exploration licence) by a ministerial order of the 26th of January 2006. For an undetermined period, this site is in the administrative investigation stage, pending an authorisation to start aggregate extraction. In collaboration with the *LOG* research laboratory of Wimereux, this period has provided a good opportunity to continue monitoring, using the same sampling protocol in 2009 and 2010 as in 2007 to obtain temporal replication of the 2007’s baseline data.

In the present study, we analyse spatial and temporal trends in sediment characteristics and benthic assemblage structure over a four-year period (2007-2010). We aim at identifying the natural variation in the coarse sediment macrofauna communities of Channel paleovalleys thanks to our baseline surveys and thus improve knowledge on the benthos in this marine habitat. In the context of the delivery of an aggregate extraction licence for the French side of the eastern English Channel, we also discuss about the implications of this work for future benthic monitoring on the PER Manche Orientale area.

1. Material and methods

1.1 Study sites

Designated as PER Manche Orientale, the area lies to the north of the Bay of Seine, in the central eastern English Channel paleovalleys. Spring tide current velocity in the area is about 2.5 to 3 knots (SHOM, 2003). Surface and bottom temperature are similar throughout the year, indicating an absence of thermocline. However, there is high amplitude seasonal variation: temperature varying from about 8°C in winter to 17°C in summer (Carpentier et al., 2009).

The area was divided into two smaller zones designated as the ‘aggregate extraction area’ on Fig. II.16, which were delimited according to the quality of mineral resources suitable for industrial extraction (i.e., sand and gravel). The 2007 reference state report showed that there is moderate fishing activity (survey of fishermen), the nearest commercial fishing harbours being at long distance and the commercial species densities being quite low (benthic and pelagic surveys) (GIEGMO, unpublished data). Zone A is approximately 12 NM north-east of Barfleur Point and zone C is 23 NM north-west of Antifer Cape (Fig. 1). Zone B

was part of the initial exploration licence which was then abandoned for technical reasons. Also, parts of the site are at their closest 53 NM from Cherbourg, 43 NM from Port-en-Bessin and 60 NM from Le Havre, the three main commercial fishing harbours in the Bay of Seine. Zone A covers 43 km², with a mean depth of 42 m below chart datum, and Zone C is 26 km², with a mean depth of 48 m.

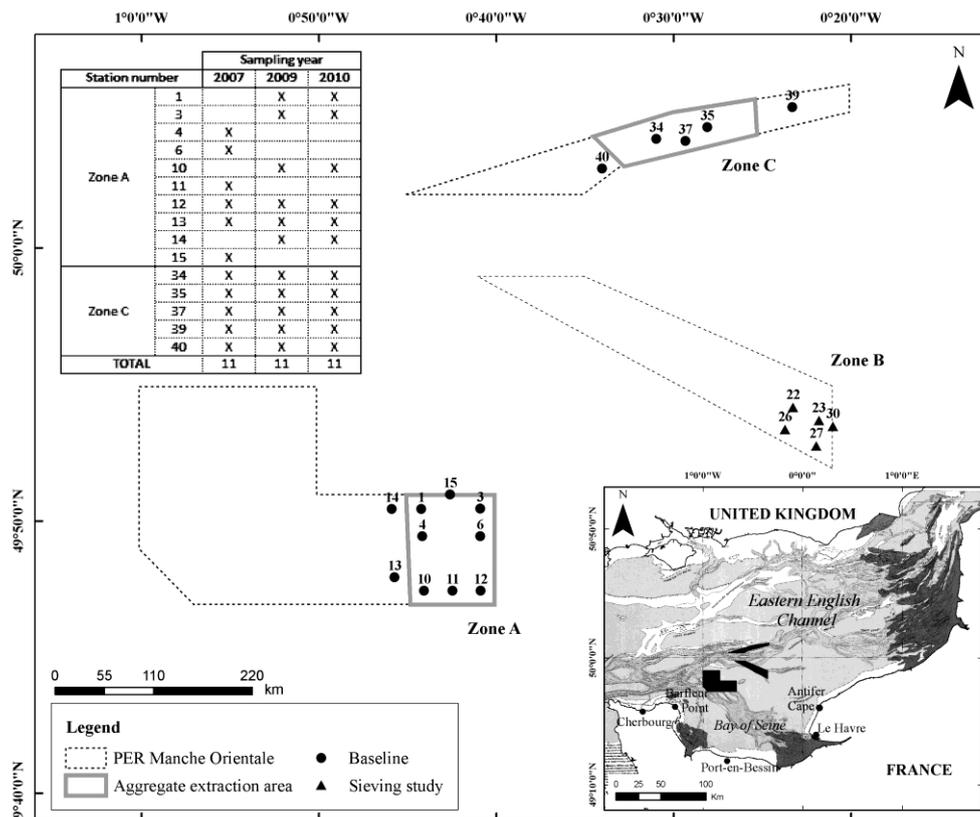


Figure II.16: Localisation of the sampling stations of the PER Manche Orientale. The side map show the localisation of the PER Manche Orientale sites on the map of the eastern English Channel palaeovalley and sandbank (Auffret et al., 1982). The side table indicates by a cross the sampling stations for each year of the baseline study.

1.2 Sample collection

Six surveys were carried out: twice a year (mid-April: pre-recruitment and at the end of August: post-recruitment) in 2007, 2009 and 2010. All surveys were conducted from the RV *Côtes de la Manche*, except the first survey in June 2007, which was lead from the RV *Côtes d'Aquitaine*. During the baseline study, a total of eleven stations were sampled in the PER Manche Orientale during each survey. In 2007, sampling was conducted to establish a benthic reference state. These preliminary surveys, conducted in June and August, showed that the macrofauna was similar throughout the PER Manche Orientale area, and no sub-communities

could be described. This was why we moved the sampling sites within zone A in 2009 and 2010, in order to homogenise the sampling grid in the perspective of conducting long-term benthic monitoring. The final sampling grid for the baseline study corresponded to six sampling stations in zone A and five in zone C for each survey (see table in Fig. II.16).

The sampling technique described below, i.e. the choice of the grab, number of replicates and sieving mesh size, follows the IFREMER monitoring protocol for gravel extraction sites (wwz.ifremer.fr/drogm/Ressources-minerales/Materiaux-marins/Protocoles/). Sediment and macrofauna samples were collected with a 0.25 m² Hamon grab, which is considered as effective in coarse sediment (Dauvin, 1979; Eleftheriou and Holme, 1984). This grab was specified in the prefectural order of the 13th of September 2006 granting the exploration licence to the aggregate company. One replicate was used for sediment characterisation and two replicates were used for macrofauna analyses (i.e., 0.5 m²).

A subsample from the sediment grab was analysed for particle size distribution. First, sediment was first wet sieved over a 50µm mesh. The sieved sediment fraction (< 50 µm) was kept still and left to deposit for 48h and then dried after the supernatant was removed. The rest of the sediment (> 50 µm) was dried at 70°C and then separated using a sieve shaker. The total weight of each fraction was recorded. In 2009 and 2010, another small subsample in each sediment grab was also taken to measure organic matter content using sediment weight loss by burning it at 600°C for 6h.

The two macrofauna grabs were washed onboard the RV over two circular superposed mesh sieves (1mm and 2mm) to remove fine sediments, and were fixed in containers with 10% buffered formaldehyde solution. Only the fauna retained on 2mm sieve mesh was considered in the baseline study, as proposed by the IFREMER monitoring protocol. In the investigations of the French side of the eastern English Channel, 2mm mesh sieve is frequently used (Thiébaud et al., 1997; Dauvin and Ruellet, 2008) because more than 95% of macrobenthic biomass is generally retained (Ghertsov, 2002). In addition, previous studies show that characteristic species from gravel communities have a high individual biomass (Newell et al., 1998) so 2mm sieving was employed as a cost-effective technique for benthic monitoring. Species identification was performed at the laboratory to species level. Data from both replicates were pooled for ecological analyses and epifaunal taxa classified as colonial were excluded. Organisms were then dried at 60°C for 48h and burnt at 500°C during 5h to obtain an ash-free dry weight biomass.

During the 2007 reference state, species from six sampling stations from zone B were analysed at the laboratory: station numbers 22, 26 and 27 in June and 23, 27 and 30 in August (Fig.1). As a complementary analysis, the mean values obtained from these data were used to assess the importance of using the fauna that were retained between 1mm and 2mm mesh sieves to describe seasonal patterns in coarse sediment benthic community.

1.3 Data analysis

All multivariate analyses were performed, using the PRIMER 6 package (Clarke and Gorley, 2006), as well as univariate calculations for biological data. Parametric and non-parametric univariate tests were performed, using the software package StatBox version 6.40 Pro (Grimmersoft).

1.3.1 Sediment

Percentages of gravel, coarse sand, medium sand and fine sand were measured from the sediment fraction that had previously been separated by dry sieving. From these data, different indices were calculated: mean grain size, sorting, kurtosis and skewness (Deconinck and Chamley, 2011). The proportion of each sediment fraction and the indices that were calculated from each sample were used to construct a Principal Component Analysis (PCA) plot on normalised data. To avoid strong correlations between two variables, PCA parameters were previously selected according to the results of Draftsman correlation plots. Analyses of similarity (ANOSIM) were used to test the significance of three important factors to identify natural temporal or spatial variability on the PER Manche Orientale: year, season and zone. After testing the homogeneity of variances using a Log-ANOVA test, the difference in mean amount of organic matter content between the two zones A and C, was tested using a Student's t-test (Scherrer, 1984).

1.3.2 Macrofauna

Non-parametric multi-dimensional scaling (MDS) ordination and a hierarchical cluster analysis (CLUSTER), using the Bray-Curtis similarity measure, were applied to the abundance data with the objective of examining macrofauna community structure. The

similarity percentages (SIMPER) routine was used to establish which species contributed the most to the observed differences in the data. ANOSIM (Analysis of Similarities) (Clarke, 1993) was also conducted to test for significant differences in macrobenthic assemblage composition in response to different factors: zones (one-way analysis) among years and seasons (two-way nested analysis). The 2007 reference state report confirms the relevance of control sampling stations as they are similar to treatment ones before impact (GIEGMO, unpublished data). This factor was thus not further tested here. To measure importance of the mesh sieve size on detection of seasonal trends, a Mann-Whitney non-parametric test was employed to test the significance of differences between June and August mean abundances of the benthic macrofauna.

Abundance Biomass Comparison (ABC) curves were produced for each collection date in order to describe the regularity of species abundances and biomasses distribution and then to test the community stress level according to the relative position of both curves (Warwick, 1986; Dauer, 1993). The total number of individuals (N), the total number of species (S) and the total biomass (B) were calculated for each sampling station by combining both macrofauna grab measurements. Further diversity analyses were also carried out: Shannon diversity index (H' , \log_2) and Pielou's evenness index (J').

Because of the small size of the samples, data sets did not meet normality and homogeneity of variances conditions necessary for parametric statistical tests. Thus, the significant differences between the mean values of these univariate measures were tested using a Mann-Whitney non-parametric test to compare between the zones and a Kruskal-Wallis non-parametric test to compare between surveys for each zone. Then the variation range was calculated from pairwise comparison (adapted from Rees et al., 2006) as follows: $RV = [(V_S / V_{Ref}) - 1] \times 100$. V_S are the seasonal values of a parameter; V_{Ref} is the reference value of a parameter. RV is a percentage; V_S is the mean of a parameter for a survey (i.e., abundance, biomass, species richness or Shannon diversity); V_{Ref} is the mean value of a parameter for all the values of all surveys included (i.e., abundance, biomass, species richness or Shannon diversity respectively).

Preferential sediment classes were assigned to each species according to the biological trait handbook assembled by Garcia (2010) for the eastern English Channel: Epibionts (i.e. living on biological substrates, such as shells), Gravel/Coarse sand, Medium/Fine Sand, and Silt/Clay. The percentages of the total abundance corresponding to each of the different

preferential sediment classes were calculated for both zone A and C, with Mann-Whitney non-parametric test employed to test the significance.

2. Results

2.1 Sediment characteristics

All the sediment distributions were very similar (Figure II.17). The sediment was characterised by gravel as its dominant fraction, except at one sampling station in April 2010 in zone A that had a high percentage of fine sand (Fig. II.17a). The proportion of the silt/clay fraction varied between 0% and 6.5% but with low mean (0.7%). There was one sample that presented a high proportion of fine particles (Fig. II.17b). The two peculiar samples were not considered in multivariate analyses as they influenced the ordination greatly, differing strongly from other samples and making the observation of general trends difficult.

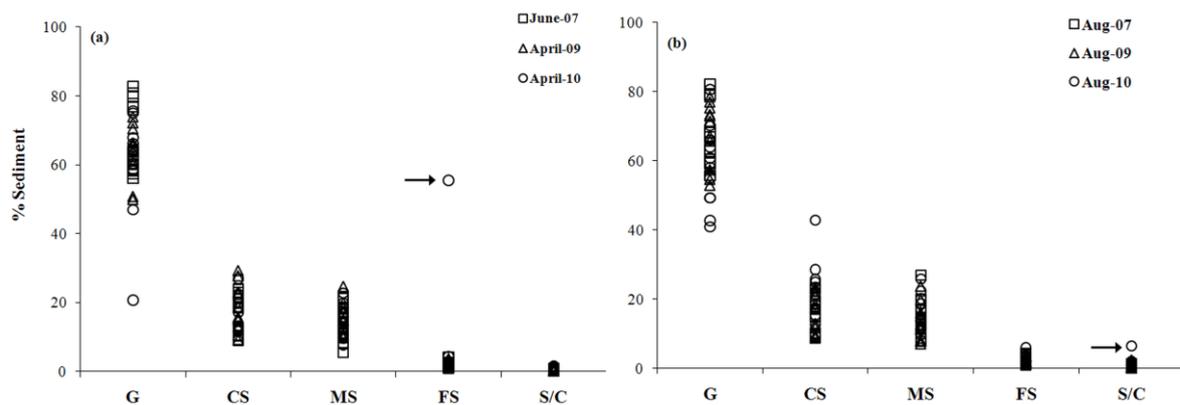


Figure II.17: Comparison of the sediment particle size composition determined from samples taken in spring (a) and at the end of summer (b). Each symbol indicates one sample. G: gravel; CS: coarse sand; MS: medium sand; FS: fine sand and S/C: silt and clay. Arrows indicate the two peculiar samples cited in the text.

The spread of stations on the PCA plot revealed that stations were not distributed along a gradient of any one sediment variable (Fig. II.18). Stations plotted along the first axis (i.e., PC1) were separated mostly by variation in gravel and coarse sand proportions, which accounted for 54.0% of the variation between stations. The second axis of the plot (i.e., PC2) separated stations primarily according to sorting, and accounted for 24.4% of the variation between stations. No cluster of samples or gradient showing spatial or temporal patterns could be identified on the PCA plot. This observation was supported by the results of the ANOSIM

which shows that no statistical difference could be observed between either year ($R = -0.003$; $p = 0.45$), season ($R = -0.013$; $p = 0.73$) or zone ($R = 0.037$; $p = 0.07$) for the substrate characteristics.

Organic matter content was not included in the PCA as it hadn't been sampled in 2007. However, this parameter was significantly different ($t = -7.84$; $p < 0.01$; d.d.l. = 42) between zone A ($1.1\% \pm 0.2$ s.d.) and zone C ($1.5\% \pm 0.2$ s.d.).

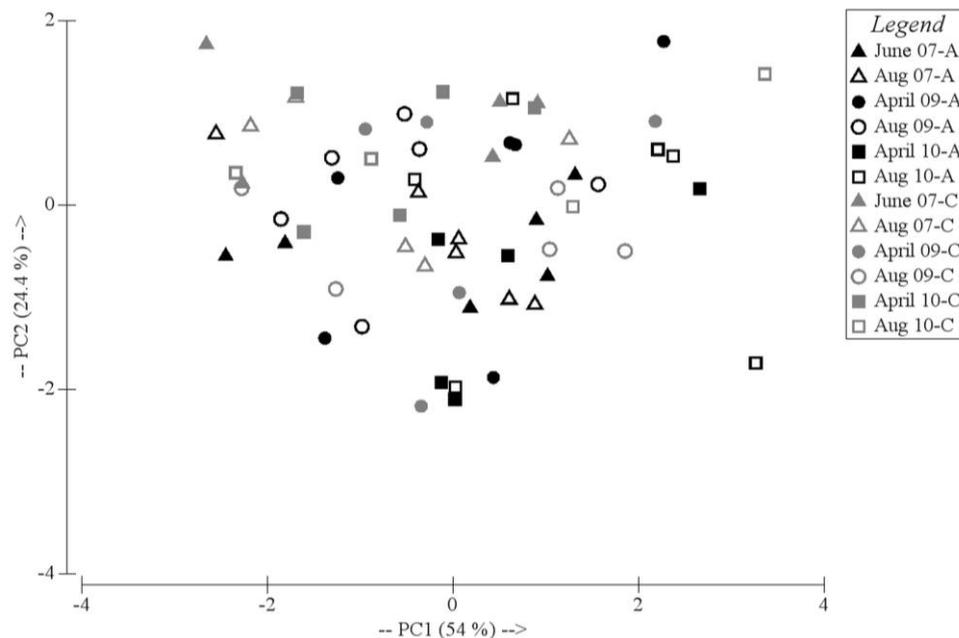


Figure II.18: Two-dimensional PCA ordination of sediment characteristics: mean particle size (mm), sorting, skewness, kurtosis, % gravel, % coarse sand, % medium sand, % fine sand, % silt/clay. PC1 and PC2 account for 78.4% of the total variance.

2.2 Biological data

In total, 309 countable species were identified, including 65 single occurrences. More than 90% of the total abundance was represented by three phyla: Annelida (60%), Arthropoda (21%) and Mollusca (14%). The mean abundance was $568 \text{ individual.m}^{-2} \pm 303$. Within the three sets of eleven benthic samples considered in this study, four samples presented a low abundance (i.e., fewer than $200 \text{ individual.m}^{-2}$) and a low number of species (i.e., fewer than $30 \text{ species.0.5 m}^{-2}$). Including these data in the MDS did not affect the main patterns in the spread of the plots but brought the rest of the samples into a tight cluster in opposition with these four. They have thus been removed from the dataset to provide a clearer description of the general patterns of the benthic macrofauna assemblages in the MDS ordination.

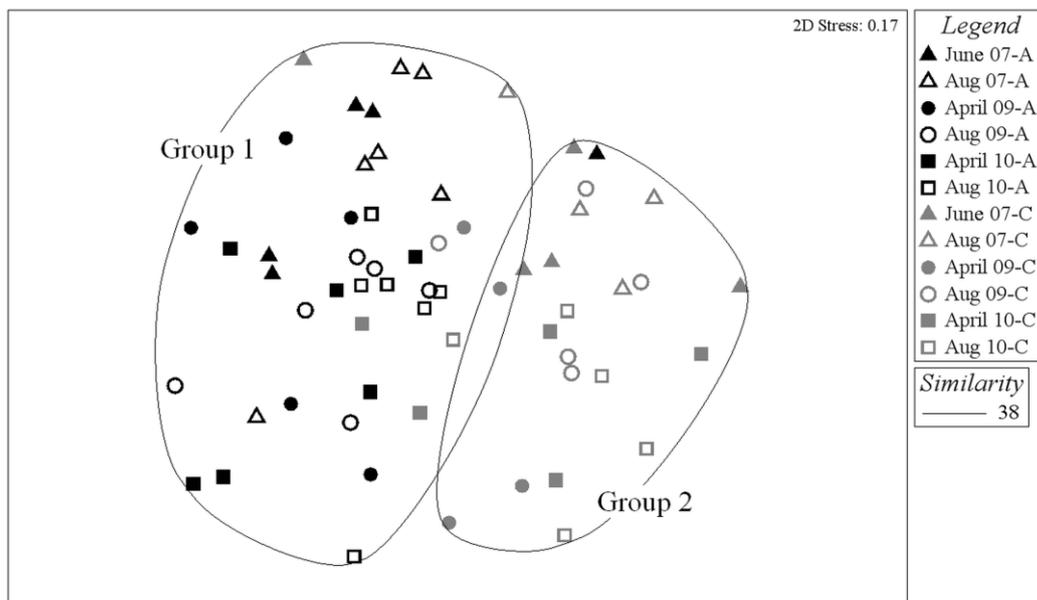


Figure II.19: MDS ordination of Bray-Curtis similarities from countable species abundance data. Group 1 and Group 2 species composition is describe in table II.6.

The MDS ordination for stations sampled is presented in Fig. II.19. The CLUSTER analysis identified two main clusters with 38% similarity. A geographical separation exists in the hierarchical clustering, with symbols used in the ordination showing group 1 located in zone A (black), and Group 2 located in zone C (grey). SIMPER illustrated the biological meaning of this clustering by displaying the group similarity and the most contributive species (Table II.6). Zone A (Group 1) was represented by gravel species, such as *Spirobranchus triqueter*, *Galathea intermedia* or *Echinocyamus pusillus*. Zone C (Group 2) was characterised by high abundances of the species *Glycymeris glycymeris*, *Notomastus latericeus* and *Ampharete balthica*. Differences between these two zones were explained by abundance variations of these characteristic species with most of the contributive species being found in both groups: *Spirobranchus triqueter*, *Galathea intermedia*, *Notomastus latericeus*, *Laonice bahusiensis*, *Aonides paucibrachiata*, *Ampharete baltica* and *Lumbrineris gracilis*. This explained the high stress of the MDS (0.17) and the overlap of the two groups.

The macrofauna in zones A and C was likely from the same benthic community, since similar species were present. All species listed in Table II.6 were present at more than 90% of sampling stations. A graded change in the fauna was probably due to slight differences in environmental features, rather than due to differing assemblages or subcommunities between the two zones. Nevertheless, the ANOSIM showed that zone A and C faunal groups were statistically different ($R = 0.444$, $p < 0.01$).

Table II.6: Results from SIMPER analysis of macrofauna abundance data, listing the ten species that contribute the most to similarity between groups defined from the MDS and the CLUSTER. The average abundance and similarity is shown, as well as the percentage of contribution and the overall average similarity between samples within each group (**bold**: species present in both groups).

	Species	Average Abundance (ind.0.5 m ²)	Cumulative contribution (%)	Overall average similarity (%)
Group 1	<i>Spirobranchus triqueter</i>	74.6	36.5	45.7
	<i>Galathea intermedia</i>	29.3	47.2	
	<i>Notomastus latericeus</i>	17.6	57.0	
	<i>Laonice bahusiensis</i>	7.7	61.2	
	<i>Aonides paucibranchiata</i>	6.9	65.3	
	<i>Ampharete baltica</i>	7.0	68.2	
	<i>Echinocyamus pusillus</i>	4.9	70.2	
	Nemertea	3.4	72.3	
	<i>Lumbrineris gracilis</i>	4.2	74.1	
	<i>Glycera capitata</i>	3.5	76.0	
Group 2	<i>Glycymeris glycymeris</i>	30.5	12.4	46.5
	<i>Notomastus latericeus</i>	26.2	22.0	
	<i>Galathea intermedia</i>	30.7	29.0	
	<i>Ampharete baltica</i>	20.3	35.3	
	<i>Lumbrineris gracilis</i>	14.1	40.6	
	<i>Spirobranchus triqueter</i>	20.2	45.9	
	<i>Laonice bahusiensis</i>	13.6	50.9	
	<i>Eunice vittata</i>	13.2	55.6	
	<i>Nucula nitidosa</i>	16.3	59.4	
	<i>Aonides paucibranchiata</i>	7.6	62.4	

Information on temporal variation in macrobenthic community structure could be restricted due to the choices of mesh sieve during sampling. In particular, the fauna between 1mm and 2mm could have been informative about recruitment capacities but it wasn't identified in the zone A and C samples. Some such data were however available in the zone B (Fig. 1). Macrofauna were identified from both mesh sieve size components of the samples at three sampling stations in June 2007 (22; 26; 27) and three sampling stations in August 2007 (23; 27; 30). Zone B benthic assemblage structure was demonstrated to be indistinguishable from zone A and C during the reference state survey in 2007. Values of mean abundance for fauna found between 1mm and 2mm mesh (i.e., the 1mm fraction) and fauna over 2mm (i.e., the 2mm fraction) are presented in Table II.7. The 1mm fraction contained about 365 individuals.m⁻² over and above the 2mm fraction and only two species were not found in other samples of the PER Manche Orientale area (*Alpheus macrocheles* and *Dipolydora giardi*).

Mean abundances were higher in August (post-recruitment) however the difference was neither significant for the 1mm and the 2mm fractions separately nor with them combined (Mann Whitney test; $p > 0.01$). As additional information, the 1mm fraction fauna corresponded to $0.8 \% \pm 0.7$ of the total benthic biomass collected at a sampling station.

Table II.7: Mean abundances of the macrofauna (ind.m^{-2}) in zone B according to the mesh sieve size (i.e., fraction) and the sampling period considered in 2007 (June, August or both).

	Fraction	June 07	August 07	2007
Mean	1mm	333 ± 140	397 ± 32	365 ± 97
Abundance	2mm	724 ± 114	803 ± 108	764 ± 109
(ind/m^2)	1 + 2mm	1057 ± 192	1200 ± 89	1129 ± 155

The result of the two-way nested ANOSIM on 2mm fraction data provided limited evidence of significant differences over years ($R_{\text{zoneA}} = 0.225$; $p < 0.01$; $R_{\text{zoneC}} = 0.247$; $p < 0.01$) but no significant difference between seasons ($R_{\text{zoneA}} = 0.111$; $p = 0.04$; $R_{\text{zoneC}} = -0.037$; $p = 0.06$). R values can fall between 0 and 1 according to the degree of discrimination between the groups tested, so the difference in benthic assemblage structures between years is moderate.

2.3 Range of variation of univariate indices

The Mann-Whitney statistical test showed that there was a significant difference between average values for each of the structural parameter between the two zones (Table II.8). As a result, further analyses were calculated presented independently for each zone rather than for the entire area.

The results from the Kruskal-Wallis tests revealed no significant difference between the surveys over the study period for each of the three univariate measures: the number of species (Zone A: $H = 7.24$, $p > 0.05$, $df = 5$, Zone C: $H = 4.88$, $p > 0.05$, $df = 5$); the number of individuals (Zone A: $H = 7.73$, $p > 0.05$, $df = 5$, Zone C: $H = 8.97$, $p > 0.05$, $df = 5$) and the Shannon diversity index (Zone A: $H = 3.42$, $p > 0.05$, $df = 5$, Zone C: $H = 2.77$, $p > 0.05$, $df = 5$). There was a significant difference between surveys of biomasses in Zone A ($H = 11.69$, $p < 0.05$, $df = 5$) however not in zone C ($H = 6.06$, $p > 0.05$, $df=5$). Table II.8 presents the average values over the three years and for each zone.

Table II.8: Overall mean value (\pm s.d.) per zone for macrofauna structural parameters and the species relative abundance (%) according to their preferential sediment. Significant relationships between the two zones for the structural parameters and the sediment preferences are indicated in the last column (Mann-Whitney test: ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, - not significant).

variable	Zone A	Zone C	Significance
Structure parameters			
Number of species	50 \pm 13	59 \pm 14	*
Abundance (ind/0.5m ²)	249 \pm 133	327 \pm 162	*
Shannon Diversity (log2)	4.22 \pm 0.51	4.71 \pm 0.46	**
Pielou evenness	0.76 \pm 0.09	0.81 \pm 0.07	*
Biomass (g/0.5m ²)	4.9 \pm 3.9	14.1 \pm 11	**
Preferential sediment			
Epibionts	3.7 \pm 1.3	3.4 \pm 1.2	-
Gravel / Coarse Sand	57.1 \pm 4.6	49.2 \pm 5.6	*
Medium / Fine Sand	24.6 \pm 2.9	26.7 \pm 3.1	-
Silt / Clay	14.6 \pm 2.4	20.7 \pm 3.1	*

ABC curves showed different distributions depending on the zone considered (Fig. II.20). There was no particular dominance of one species' abundance and all species presented a relatively even contribution to the overall population density within the entire species assemblage. On other hand, the mean biomass was high in zone A, approximately 10 g.m⁻², and very high in zone C, where biomass was about 28 g.m⁻². More than 70% of the total biomass could be accounted for by a few species (Fig. II.20): the most contributive were the bivalves *Paphia rhomboides*, *Arcopagia crassa* and *Glycymeris glycymeris* in zone A; *Glycymeris glycymeris* was the sole major contributor in zone C, in this case contributing more than 80% to the total. According to the ABC curves, zone A was classified as moderately stressed to unstressed, while zone C was clearly classified as an unstressed area. Species richness and diversity indices displayed high values for the general area (Table II.8). The high value of the Pielou evenness index confirmed the regular distribution of species in the community observed from the ABC curves. Most of the individuals in the community preferred very coarse sediment (Gravel/Coarse Sand class). It was also noticeable that a higher proportion of organisms preferred Silt/Clay sediment in zone C than to those in zone A (Table II.8).

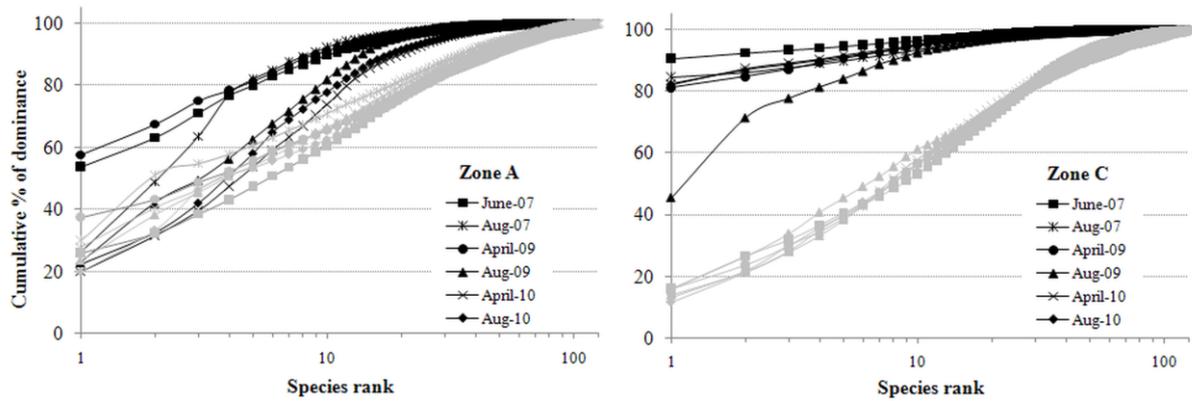


Figure II.20: ABC curves comparing each sampling period for zone A and C (in black: biomass; in grey: abundances).

The range of variation around the mean value (V_{ref}) for each survey gave a clear insight into the level of natural fluctuation expressed in the paleovalleys' benthic community structure parameters. The zero line in Fig. II.21 was the average situation and the bars show how much each survey value can differ from this average situation. Fig. II.21 show that the range of variation was not homogeneous. The mean number of species can be up to 16% different higher or lower than the average situation and up to 40 to 50% higher or lower than the mean abundance. The highest fluctuations were observed in mean biomass which can reach a value over 100% higher than the average situation (Aug-07). No particular temporal variation patterns were observed.

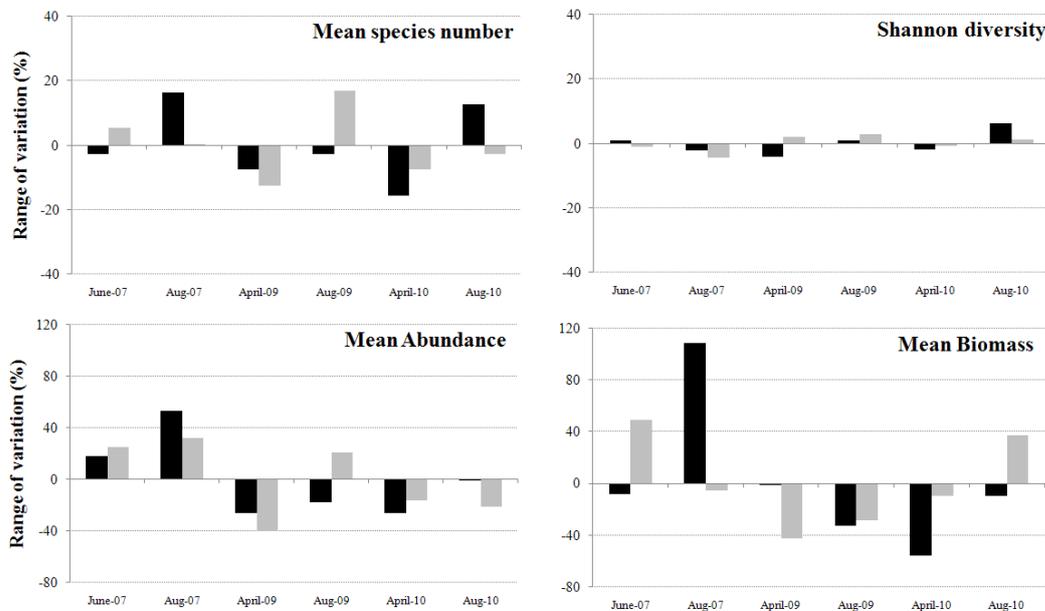


Figure II.21: Range of variation calculated from pairwise comparison between the mean value calculated over the six surveys and the mean value of different univariate indices for each survey in each zone [see material and methods: $RV = \{(V_S / V_{Ref}) - 1\} \times 100$] (in black: zone A; in grey: zone C).

3. Discussion

3.1 General patterns in benthic community structure

In temperate regions, benthic populations generally show a seasonal pattern, with an increase in abundance after a summer recruitment period and a reduction every winter because of climate stresses (Glémarec, 1979). The muddy fine sand *Abra alba* - *Pectinaria koneri* community in the eastern part of Bay of Seine is a good example as it shows seasonal fluctuations, with a good interannual reproducibility. It exhibits maximum total densities in summer of to 27,000 individual.m⁻² and minimum in winter of 10,000 individual.m⁻² (Cabioch et al., 1968; Thiébaud et al., 1997). To a lesser extent, the muddy fine sand benthic community of the Bay of Veys (western part of the Bay of Seine) also showed seasonal changes in total abundance with a significant increase between March (330 individual.m⁻²) and October (about 424 individual.m⁻²) (Dauvin et al., 2004). Species composition was also different between the two sampling periods: out of 172 recorded species during the surveys, 29 species were sampled only in March and 51 exclusively in October. No data are available on coarse sediment benthic community seasonal variation in the eastern English Channel. However, Dauvin (1988a) illustrated that the macrofauna between 1mm and 2mm (i.e., the '1 mm fraction') in addition to macrofauna over 2mm (i.e., the 2mm fraction) greatly increases the species richness and abundance indices of the coarse sand community in the Bay of Morlaix (western English Channel). In fact, there are small size polychaete species in the 1mm fraction whose importance in coarse sand communities has been previously emphasised by Pruvot (1897). Most of this population of small species are opportunistic and settle temporarily on coarse gravel (Dauvin, 1988a).

Benthic macrofauna are defined as all of the organisms that are retained on a 1mm mesh sieve (Gourbault and Dauvin, 1997), but it is common in the French side of the English Channel to implement studies in which the preferred sieving mesh is 2mm (Cabioch, 1968; Thiébaud et al., 1997; Ghertsos, 2002; Dauvin et al., 2004; Carpentier, 2009). Both 2mm and the 1mm fractions from macrofauna samples of the PER Manche Orientale were conditioned separately but only the 2mm fraction was analysed to established the baseline as to be most cost-effective, as recommended in the IFREMER monitoring protocol for coarse sediments (wwz.ifremer.fr/drogm/). Some 1mm fraction samples from zone B were nevertheless considered in order to assess the influence of this fraction in the detection of seasonal

patterns. About 365 supplementary individuals were found in the 1mm fraction and two otherwise unrecorded species. No statistical differences could be established between mean abundances of June and August samples in either the 2mm or 1mm fraction.

Considering the environmental conditions within the eastern Channel paleovalleys, seasonal patterns in structural parameter distribution were expected. However, multivariate analysis of macrofauna data and 2 way-nested ANOSIM tests on the 2mm fraction did not highlight any seasonal pattern during the study. Moreover, there was no statistically significant difference for any community structure parameter between the surveys except for biomass in zone C. The benthic community did not change between pre- and post-recruitment periods. No recruitment was thus observed in our data set and the sampling protocol did not seem to influence this statement.

Interannual variability within the benthic community is one of the most important factors to consider for future monitoring in the area. Indeed, monitoring of gravel extraction areas is generally done by annual sampling. As part of a quality insurance strategy, pre-dredging monitoring has to be designed appropriately to establish whether any pluriannual trends that would be attributable to natural influences that can be detected in the benthic community structure (Rees and Boyd et al., 2002). In our study, ANOSIM results showed that there is a statistical difference between years within the benthic community composition in the PER Manche Orientale. Again no statistically significant difference could be established for any community structure parameter between surveys except for biomass in zone C. The natural variability that was measured within the PER Manche Orientale was thus very low. As a comparison, an experimental study on aggregate extraction impacts made in the coarse sediment benthic community of the central part of the Bay of Seine showed a high interannual variability: after four years of benthic monitoring at reference sites, from the start of the sampling period to the end, the recorded number of species doubled, abundance was four times higher and biomass five times (Desprez, unpublished data; www.siegma.fr).

Table II.9 illustrates the similarities of the central eastern Channel paleovalleys study area with the other coarse sediment communities elsewhere in the English Channel, both in terms of abundance and biomass. The sampling gears that were used have different sampling unit: 0.1m² (Desprez, 2000; Cooper et al., 2007a; Desprez et al., 2010;), 0.2m² (Newell et al. 2001; 2004), 0.28m² (Dauvin, 1988a) or 0.25m² (this study), but all data were standardised to a square metre unit. In our study we aimed at exploring spatial variability at the scale of the PER Manche Orientale area but not the level of aggregation of organisms at a sampling

station. Replicates were thus pooled for a total sample of 0.5m² and the structural parameters were related to this surface. Various levels of variance were measured at reference sites of the dredging licences of the eastern English Channel and it is known that variation among sample data depends on the size of the sampling unit relative to the scale of aggregation of organisms (Andrew and Mapstone, 1987). Indeed, the mean value of abundance and biomass were averaged for either 0.1 or 0.2m² replicate samples, that may have be the cause of higher variance on these areas. Since these benthic communities have shown a high standard deviation for these two parameters, the corresponding values are rounded up to one significant figure. References for UK waters and for the Dieppe site come from published data on benthic community monitoring during aggregate extraction and values presented for this study as well as for the Bay of Morlaix site are from sampling stations over non-dredged deposits. Most of these studies followed sampling protocols based on the definition of benthic macrofauna (i.e., all organisms retained on a 1mm mesh sieve) and not on the IFREMER recommendation, so sieving was done only with a 1mm mesh sieve (Desprez, 2000; Desprez et al., 2010; Newell et al., 2001, 2004; Cooper et al., 2007a). In order to compare abundance values of the PER Manche Orientale with other sites in the English Channel, results were extrapolated from 1mm fraction of zone B data. Values of biomass in table II.8 were nevertheless not influenced by the 1mm fraction because it represents less than 1% of the total biomass.

Abundance for the PER Manche Orientale sites were among the lowest values of those recorded for non-dredged coarse sediment elsewhere in the eastern English Channel (Dieppe, Hasting and Folkestone) (Table II.9). Indeed, in the sites of Hastings, Dieppe and Folkestone, abundances are two to three time higher than in the sites of the Isle of Wight and the central Channel paleovalleys. The lack of further environmental data prevents us from explaining these differences; however the sediment type seems to be sandier in areas of higher abundances. Biomasses are comparable between all sites except in zone C in the central Channel paleovalleys, where they are two times higher than for other sites. This value of 20g.m⁻² was closer to the measurement done by Dauvin (1988a) in the “PrimeI” site in the Bay of Morlaix, where the large bivalve *Glycymeris glycymeris* also greatly influenced the biomass. Abundance values at the PER Manche Orientale site were however higher than those recorded in the Bay of Morlaix (western Channel), where abundance values were very low (Dauvin, 1988a).

Table II.9: Abundance and biomass per meter square rounded up to the hundred for different coarse sediment communities of the English Channel and for different mesh sieve size. Values in parentheses indicate that these values were extrapolated.

Site	Mesh size (mm)	Abundance (ind/m ²)	Biomass (g/m ²)	Sediment type	Reference	
Morlaix (France)	2	60	16	Coarse sand	Dauvin, 1988a	
	1	200				
Dieppe (France)	2000	1	2000	8	Gravel and coarse sand	Desprez, 2000
	2010	1	2400	12	Gravelly sand	Desprez <i>et al.</i> , 2010
Folkestone (UK)	1	3000	10	Medium sand with coarse deposit	Newell <i>et al.</i> , 2001	
Isle of Wight (UK)	1	1000	10	Coarse sediment	Newell <i>et al.</i> , 2004	
Hastings (UK)	1	2000	6	Sandy gravel	Cooper <i>et al.</i> , 2007	
Central Channel Palleovalleys	Zone A	2	500	Sandy gravel	This study	
		1	(900)			
	Zone C	2	600			
		1	(1000)			

The coarse sediment community of the eastern Channel paleovalleys was characterised by high species diversity and high biomass, particularly in zone C. The ABC curves allowed classification of these sites as unstressed. The regularity of the contribution of all species to the overall abundance was typical of stable habitats and the dominance of high biomass species indicated the presence of K-strategy species, which are characteristic of an environment in an equilibrium state (Newell *et al.*, 1998). Such features in community structure were described by Dauvin (1988a) in coarse sediment in the Bay of Morlaix (Brittany, France). He identified the coarse sand *Amphioxus lanceolatus* - *Venus fasciata* community as part of a mature stable benthic ecosystem, with high diversity and regularity. This description is valid for the coarse sediment community in the eastern Channel paleovalleys because such characteristics set it apart from other eastern Channel communities, particularly those in the Bay of Seine, which present more pronounced fluctuations, namely higher abundances and lower biomass on sandy or muddy sediments (Gentil *et al.*, 1985; Dauvin, 1993; Desprez, 2000; Cooper *et al.*, 2007a; Dauvin and Ruellet, 2008; Ghertsos, 2002).

The distribution of benthic communities in the eastern Channel is driven by hydrodynamics and its effects on particle size distribution (Cabioch, 1968; Cabioch *et al.*, 1977; Dewarumez and Davoult, 1997; Gentil and Cabioch, 1997). Thus, the weak natural variation within the PER Manche Orientale macrobenthic community structure was linked to the high stability of the sediment composition, as seen by particle size monitoring. The

chronic stress induced by strong hydrodynamics in the area has more of an adaptive effect than destabilising. In addition, it is variation in abundance values not in the species composition between macrofauna assemblages of zone A and C. Also a higher percentage of organisms showing affinity for silt and clay sediment seemed to be due to higher organic matter content present in the sediment in zone C. Benthic organisms are good integrators of environmental parameters so it is understandable that macrobenthic community structure reflects the perennial features of the environment (Dauvin, 1988a). The coarse sediment community of central eastern Channel paleovalleys previously described during the 1970s as “impoverished facies of the pebble and gravel community with sessile epifauna” (Cabioc’h and Glaçon, 1975, 1977; Cabioc’h et al., 1978), is now considered to be persistent because it is still observed in the eastern English Channel (Foveau, 2010).

3.1 Implications for future management

Studies of benthic recovery following aggregate extraction are well documented in the literature over different sediment types (see reviews: Newell et al., 1998; Foden et al., 2009). It has been shown that once the disturbance on the seafloor is over, benthic fauna colonises the substrate following the classic succession dynamic model. First, there is a colonisation stage with a quick increase of most of the community structure parameters (i.e., settlement of opportunists and some mobile species), and then there is a second stage, which can last several years, while benthic populations grow to a state close to pre-dredging conditions, with a slow increase of the community biomass (Grassle and Sanders, 1973; Newell et al., 1998). The physical and biological recovery reported in these impact studies for coarse sediment under strong hydrodynamics is about three years (Foden et al., 2009). Thus, the time scale chosen for the present monitoring was relevant because it encompassed natural changes over a similar period of time. All the characteristics of the PER Manche Orientale area indicated an outstanding constancy throughout the six surveys over a four-year period of study (2007 to 2010). These two aspects made our data set a valuable baseline. This study has highlighted important messages that could be included in the ongoing and post-dredging monitoring of benthic communities. Our evidence is further discussed in the sections below.

One of them is linked to the measurement of biological recovery which becomes complex when community parameters vary naturally over time (Newell et al., 1998). Indeed, benthic community restoration is sometimes indistinguishable from natural variations when a

return to the original state is expected. That is why Newell et al. (1998) proposed a theoretical value as range of natural variations in community structure. They argue that a community has recovered when it maintains itself and when at least 80% of the species richness and biomass has been restored. This supposes that natural variations in the communities are contained in a range of 20% fluctuation around the original mean value. The value calculated for the variation range at the PER Manche Orientale showed however that some of the structural parameters can be much higher than this value, as it was demonstrated for the mean abundance (up to 52% higher) and the mean biomass (up to over 100% higher). These fluctuations are very high and should be considered carefully before assessing the level of biological recovery. It is traditionally assessed by a return to the same faunal assemblage present at a site prior to disturbance by a comparison of reference value of structural parameters, against the affected site value (Barrio-Froján et al., 2011). In addition, it is well-known that biomass measures usually have a lower evenness than abundance measures (Lepš et al., 2006). Biomass can fluctuate greatly during the year (Maurer et al., 1979) or from year to year (Dewarumez et al., 1986; Carpentier et al., 1997; Fromentin et al., 1997). For that matter, it enhances the uncertainty about the consideration of biomass as a valuable parameter in benthic monitoring. We think it should be considered with care when no baseline data is available. However, species richness and Shannon diversity index fluctuations (respectively up to 16% and 6% higher) remain within the 20% theoretical range.

In France, scientific monitoring is legislated either for evaluating the physical and biological impacts or for assessing the benthic recovery rate. The temporal replication of the baseline study was achieved in addition to minimum legal requirements and brought interesting outcomes to enhance proposals for the monitoring strategy at the PER Manche Orientale area, whose design is under responsibility of the company owning the dredging licence. An important tool thereby produced is the measurement of the mean value of structural parameters (Table II.8) for the benthic community under undisturbed condition as it will be considered as a benchmark against which the impacted site can be compared to determine whether biological recovery is reached or not. These structural parameters are thus 'target values' (ICES, 2005), set as an ecological objective for the biological recovery after dredging.

Another important consideration has to be made regarding macrofauna data obtained from the 2mm sieving which appears to be a relevant way of answering the questions about dredging impact. Two main questions are typically raised in the context of benthic recovery

from gravel extraction. The first one is to understand the early stage of recolonisation, which occurs within the first month after extraction cessation, and the second one is, after a few years recovery, evaluating when the community reaches the pre-dredging stage. The 1mm sieving is commonly used to answer both questions, but with different degrees of success, because of 'noise' induced by the natural variability, particularly in the long-term monitoring (Boyd et al., 2005; Barrio-Froján et al., 2008, 2011). This paper demonstrates that working on macrofauna data obtained from the 2mm sieving is a great opportunity to sidestep this difficulty because of the great constancy in the baseline data. Indeed the 1mm fraction is not of great importance in description of general patterns of variation for natural benthic communities in the eastern English Channel paleovalleys. Working on 2mm fraction makes biological data easier to interpret and it is a great opportunity to identify main changes in the community, especially since gravel zones are characterised by large species, which are retained by the 2mm mesh sieving (Newell et al., 1998, 2001). However, further studies should be also done on the 1mm fraction in the PER Manche Orientale sites to understand the role of the small species play in the community structure, particularly for the studies conducted within the few months after the end of the extraction process, to understand the early stage of recolonisation. Change in physical environmental can induce changes in benthic communities as it was observed at the Hastings Shingle Bank aggregate extraction site: the authors have observed the settlement of large numbers of juvenile *Sabellaria spinulosa* due to a shift in sediment composition to a gravelly/sandy habitat more suitable for this species (Cooper et al., 2007). Two strategies would be thus implemented: (i) analysing separately the fauna retain between 1mm and 2mm mesh, as well as the fauna retained on 2mm mesh, to describe the short-term recovery (< 6 months) and (ii) analysing only 2mm fauna to describe the long-term recovery (> 6 months).

In ongoing monitoring programmes there is a need to adopt a flexible approach when considering survey frequency, especially in response to man-made or natural influences (Rees and Boyd, 2002). Use of baselines is thus strongly recommended, not only to provide reference data as target values for recovery, but also to help dredging companies developing appropriate benthic monitoring to then adapt management strategies on the area. The results presented above represent an important step towards a better understanding of the effects of aggregate extraction on benthic macrofaunal assemblages. Indeed the results obtained in the future for the PER Manche Orientale sites will be valuable for understanding the biological processes that occur during the extraction and for highlighting the consequences of the

disturbances on key ecological attributes when the licence is granted to the dredging company. For example, the baseline established by Dauvin (1988b) in the Bay of Morlaix for the coarse sand community showed that after the Amoco Cadiz oil spill, the community was very resistant. Dauvin also identified populations that were either damaged or stimulated by the disturbance (i.e., an increase in organic matter) (Dauvin, 1988b; Ibanez et al., 1993). The future outcomes for the PER Manche Orientale monitoring programme should be a base for developing and validating the models of aggregate extraction impact on benthic assemblages in order to predict the local changes in species number and abundances due to dredging, either on the short- or long-term, as initiated by Barry et al. (2010). In fact, these authors highlight the lack of scientific knowledge in terms of a cause-effect relationship between dredging and unimpacted marine benthic macrofauna. This could be better pointed out using this baseline.

Acknowledgments

This work was carried out with financial support of the *Groupement d'intérêt Public Granulat Manche Orientale* (GIE GMO) and the *Société de Dragage Internationale* (SDI). This work was part of the INTERREG IV A France (Channel) – England cross-border European cooperation programme, co-financed by the European Regional Development Fund as part of the CHannel integrated Approach for marine Resource Management (CHARM) Phase 3 project. The authors thank the crews of RV *Côtes de la Manche* and RV *Côtes d'Aquitaine*, as well as all the scientists and students who helped during the cruises. The authors wish to thank Dr Sandrine Alizier for her contribution to species identification, and Lisa E. Spencer, Elise Rocaboy and Christopher Firmin for correcting the English syntax and grammar. Earlier versions of this manuscript were greatly improved following comments by two anonymous reviewers.

II.4.2 Bilan : principe d'une « ligne de base »

La plupart des études sur les capacités de récupération des communautés faunistiques après cessation d'activité de dragage sont réalisées par des suivis 'post-dragage', en comparant l'évolution des communautés benthiques sur le site d'exploitation à celle d'un site de référence à l'extérieur du site ayant un type sédimentaire similaire à l'état 'pré-dragage', ou à un état de référence biosédimentaire réalisé lors d'une campagne pré-extraction (Foden et al., 2009). En d'autres termes, il est rare lors d'étude de récupération faunistique post-dragage

de posséder d'informations sur la variabilité naturelle. Or différents auteurs reconnaissent que c'est une information capitale pour détecter l'impact des activités humaines dans un environnement naturellement variable. En effet, l'absence de données détaillées pré-dragage introduit des incertitudes dans l'évaluation de la progression vers la récupération des communautés (Barrio-Froján et al., 2008 ; Boyd et al., 2004). Ces résultats s'inscrivent dans une démarche de type BACI : Before-After-Control-Impact (Avant/Après-Contrôle/Impact) (Stewart-Oaten et al., 1986 ; Underwood, 1992, 1994) (voir chapitre V).

Les campagnes de prélèvements benthiques BEMACE et ROVMACE sur le site du PER « Manche orientale » ont eu lieu au printemps et à la fin de l'été des années 2007, 2009 et bientôt 2010 et ainsi ont permis d'avoir un suivi pluriannuel de la variabilité naturelle des communautés benthiques et du type sédimentaire dans la zone de graviers sableux présents au nord de la Baie de Seine. De manière générale, c'est la mesure de la « ligne de base » la des caractéristiques physiques et biologie du site, c'est-à-dire de son évolution naturelle ('baseline' en anglais).

Le travail présenté dans la publication ci-dessus se résume en quatre points forts :

- Les sédiments grossiers du large présentent une remarquable stabilité dans leurs caractéristiques sédimentaires et biologiques ;
- Le tamisage sur des mailles circulaires de 2 mm a permis de sélectionner une information pertinente permettant d'identifier les processus de récupération à long terme des communautés benthiques pour les suivis benthiques sur la zone ;
- La « ligne de base » est à une échelle de temps correspondant au temps de recolonisation des communautés benthiques des sédiments grossiers ;
- La base de données ainsi obtenue sera importante pour mesurer la résilience et la résistance structurelle des communautés benthiques pendant et après les opérations d'extraction de granulats sur le site.

CHAPITRE III

*« Approche fonctionnelle
de la communauté benthique
de la zone du PER Manche Orientale »*

Les impacts biologiques dus aux dragages sont en général associés à une réduction du nombre de taxa, de l'abondance et de la biomasse (Newell et al., 1998) ainsi qu'à des changements dans la composition des communautés benthiques (Sánchez Moyano et al., 2004) (voir chapitre V). De manière traditionnelle, la problématique de la récupération des communautés benthiques suite à l'extraction des granulats marins est abordée par la mise en place de suivis où sont mesurées les caractéristiques de la communauté benthique telles que les taxa des organismes présents, leurs abondances et leurs biomasses. A partir de ces informations, deux aspects de la récupération biologique peuvent alors être abordés : d'une part la récupération structurelle, et d'autre part la récupération fonctionnelle (Cooper et al., 2008 ; Barrio-Froján et al., 2011 ; Wan Hussin et al., 2012).

La figure III.1 permet d'expliquer la notion de 'fonctions de l'écosystème' (d'après Tenore et al., 2006). La structure d'un environnement est le résultat des facteurs primaires forçants qui influencent eux-mêmes des processus de second ordre, biologiques cette fois, tels que la production primaire, ou les apports alimentaires par les courants. Ces processus de premier et second ordre vont ainsi modeler les communautés benthiques et les processus fonctionnels clefs qui leur sont associés car les organismes vont répondre en fonction des ressources disponibles ou face aux contraintes de l'environnement. Ainsi, la structure des communautés benthiques correspond à la description de la composition faunistique (liste des taxa, abondance et biomasse), et les aspects fonctionnels correspondent aux rôles que les espèces vont jouer dans le système (dynamique des chaînes trophiques, processus biogéochimiques, espèces ingénieures...). Selon l'intensité de l'activité des différentes populations d'une communauté, les organismes benthiques vont également avoir une influence en retour sur les processus de second ordre. Les fonctions de l'écosystème incluent donc l'ensemble des processus de transformation, mesurables ou non, qui ont lieu dans l'écosystème (Cardinale et al., 2006).

La récupération structurelle et la récupération fonctionnelle sont considérées comme deux processus indépendants. Il a par exemple pu être observé une récupération des fonctions du système avant une récupération des aspects structuraux lors d'une étude de la récupération biologique après extraction de granulats dans le sud de l'Angleterre (Cooper et al., 2008). De ce fait, il est également essentiel d'établir un état de référence fonctionnel de la communauté benthique du PER Manche Orientale.

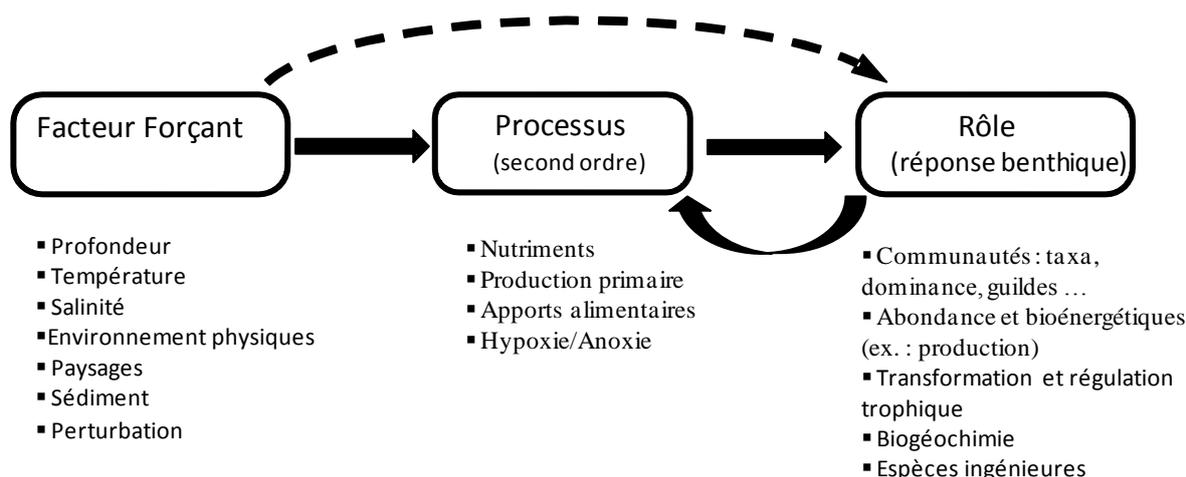


Figure III.1 : Aperçu conceptuel des systèmes côtiers marins : les facteurs forçants interagissent avec les attributs géomorphologiques et hydrodynamiques du système pour moduler les processus affectant production primaire et apport de nourriture pour finalement influencer sur la nature des communautés benthiques du système. Il y a un effet retour depuis les systèmes benthiques jusqu'aux processus de second ordre. La flèche en pointillés indique qu'il peut être possible de prédire les communautés benthiques et les rôles qu'elles jouent directement depuis les facteurs forçants dans la mesure où ils sont reliés aux attributs géomorphologique/hydrologique du système (D'après Tenore et *al.*, 2006).

Avec le développement des approches écosystémiques dans la gestion des écosystèmes, de nombreuses méthodes d'étude du fonctionnement des systèmes marins ont été développées (Bremner et al., 2006). Il est ainsi possible de trouver dans la bibliographie un certain nombre de critères biologiques, ou indicateurs, permettant d'avoir une image du fonctionnement des communautés benthiques. Il faut cependant préciser qu'aucun indicateur ne peut représenter à lui seul la complexité du système mais chacun d'entre eux va permettre de mesurer certains états ou certaines fonctions (Barrio-Froján et al., 2011). Il faut ainsi croiser différents indicateurs pour améliorer la description de l'état écologique et la compréhension du fonctionnement du système dans son ensemble (Duffy et Stachowicz, 2006 ; Bremner et al., 2008).

Dans ce chapitre, différents aspects des fonctions de la communauté du PER Manche Orientale ont été étudiées à l'aide d'une gamme d'indicateurs recommandés dans la bibliographie. Dans un premier temps, l'utilisation de ces indices a permis d'établir les niveaux de qualité et de santé de la communauté benthique du PER Manche Orientale et dans un second temps, ils sera possible d'établir une synthèse des capacités de réponses aux perturbations environnementales des communautés des sédiments grossiers des paléovallées du bassin oriental de la Manche.

III.1 Comment mesurer le fonctionnement de la communauté benthique du PER Manche Orientale ?

III.1.1 Choix des indicateurs

Dans une optique de surveillance des écosystèmes marins, des méthodes de mesure du statut écologique d'un site ont développées à travers le monde dont l'intérêt majeur est la détection précoce des effets d'un stress environnemental d'origine humaine sur les communautés marines (Gray, 1989 ; Grall et Glémarec, 1997). Les concepts de base et les techniques d'analyses numériques associées à cette problématique sont recensés dans la littérature scientifique, notamment en réponse aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau (Diaz et al., 2004 ; Borja et al., 2007 ; Dauvin, 2007), dans le cadre du Réseau Benthique (REBENT) (Grall et Coïc, 2006) ou dans les suivis de la récupération benthique suite à une perturbation anthropique (extraction de granulats, dépôt de dragage, chalutages) (Reiss et Kröncke ; 2005 ; Bolam et al. 2006 ; Cooper et al., 2008). Ces approches sont très variées et sont soit 'descriptives' car elles utilisent les descripteurs de la structure des communautés benthiques (abondance et richesse spécifique), soit 'fonctionnelles' car elles se basent sur les descripteurs écologiques et biologiques des écosystèmes (la sensibilité des espèces aux perturbations, les guildes trophiques ou les traits d'histoire de vie) (Dannheim, 2007 ; Wan Hussin et al., 2012). L'approche descriptive a été faite dans le paragraphe II.2, par conséquent un état de l'art des propriétés écologiques de la communauté des graviers sableux de la zone du PER Manche Orientale va maintenant être fait à partir d'une série de techniques d'analyses numériques permettant de révéler différents aspects du fonctionnement de la communauté. La première limitation dans le choix des indicateurs correspond à une sélection en fonction des données disponibles sur la zone d'étude, c'est-à-dire les matrices espèces/stations avec des valeurs d'abondance d'une part et de biomasse d'autre part.

Le macrobenthos est un bio-indicateur des conditions environnementales (Dauvin, 1993) et les indices biotiques des 'outils' pour mesurer la qualité d'un milieu car ils permettent de résumer en une valeur unique une somme importante d'informations écologiques sur les communautés benthiques (Grall et Glémarec, 1997 ; Borja et al., 2000). Ils peuvent être utilisés dans les suivis benthiques pour évaluer les variations naturelles des communautés ou pour mesurer l'impact des activités anthropiques (Whomersley et al., 2008). Ces outils sont nombreux et complémentaires car en effet, il est indispensable de croiser des méthodologies reposant sur des hypothèses variées de manière à réaliser une évaluation

pertinente d'un site (Dauer, 1993 ; Dauvin et al., 2007 ; Martinez-Crego et al., 2010). De manière à choisir les indices biotiques pertinents il faut prendre en compte ces trois aspects fonctionnels (Dauvin et al., 2007) : (i) la diversité spécifique [e.g. index de Shannon, nombre de Hill, Taxonomic Distinctness (Clarke et Warwick, 1999)...] ; (ii) la proportion des différents groupes écologiques [e.g. AMBI (Borja et al., 2000), BENTIX (Simboura et Zenetos, 2002), BOPA et BO2A (Dauvin et Ruellet, 2007)] et enfin (iii) la structure trophique de la communauté [e.g. ITI (Word, 1979)]. Il convient de choisir un indicateur pour chacune de ces catégories de manière à avoir des informations complémentaires sans redondance. Ainsi, dans une première partie seront calculés l'indice de diversité de Shannon (H'), l'AMBI et l'ITI qui sont les indices biotiques plus couramment utilisés dans les études écologiques (Ruellet et Dauvin, 2007). La valeur calculée pour chacun de ces indices sera interprétée en fonction de la catégorie fonctionnelle qui le concerne, mais elle sera replacée sur une gamme 'd'états écologiques', allant de 'mauvais' à 'très bon' indiquant la qualité de l'écosystème pour le paramètre considéré d'après les connaissances scientifiques acquises à ce jour.

D'autres aspects du fonctionnement des communautés seront abordés dans une seconde partie, concernant la santé des écosystèmes (« ecosystem health », Bremner et al., 2003), et ceci par deux de ses attributs majeurs. D'une part, la mesure de la production somatique (Ps) des communautés (aussi appelée 'production secondaire') a été estimée ; elle correspond à la quantité de matière potentiellement disponible pour les niveaux trophiques suivants qui est un paramètre important de la dynamique trophique des populations (Brey, 2001 ; Garcia, 2010 ; Reiss et al., 2009). Elle se calcule à partir des biomasses (B) mesurées en poids sec libre de cendres et s'exprime par la quantité de matière organique incorporée par unité de temps et d'espace (Cusson et Bourget, 2005 ; Bolam et al., 2010). D'autre part, une étude sur la diversité fonctionnelle des écosystèmes a été entreprise. Un certain nombre d'indices ont été établis pour la mesurer mais aucun ne fait l'unanimité aujourd'hui. Cependant tous reposent sur l'étude des traits biologiques (Garcia, 2010). L'analyse de ces traits a été récemment appliquée pour le macrobenthos marin (Bremner et al., 2003a, 2003b ; Marchini et al., 2008) ; elle permet de faire le lien entre diversité spécifique et fonctionnelle et d'explorer la stabilité et la résilience de l'écosystème (Hewitt et al., 2008). Garcia (2010) a mis au point au cours de sa thèse, une liste exhaustive des traits biologiques renseignés dans la bibliographie scientifique pour les espèces benthiques présentes dans le bassin oriental de la Manche. C'est cette base de données qui a été utilisée dans mon étude.

Excepté l'AMBI, qui est en général utilisé dans le cas de pollutions dues aux excès de matière organique, les indicateurs sont couramment utilisés dans les études sur les récupérations des écosystèmes benthiques après extraction de granulats en mer ou dans les sites fortement impactés par le chalutage (Cooper et al., 2008 ; Wan Hussin et al., 2012 ; Reiss et al., 2009). Les méthodes de calcul ainsi que les valeurs moyennes de ces différents indices pour chaque zone et chaque campagne sont brièvement rappelés. Chacun d'entre eux apporte un point de vue sur les fonctions de l'écosystème qui sera discuté dans la dernière partie de ce chapitre ainsi que la manière dont elles évoluent naturellement au cours du temps, sans qu'il y ait eu perturbation anthropique du milieu pendant la collecte des données (i.e. pas d'extraction de granulats).

III.1.2 Matériel et méthode

III.1.2.1 Rappel de la grille d'échantillonnage

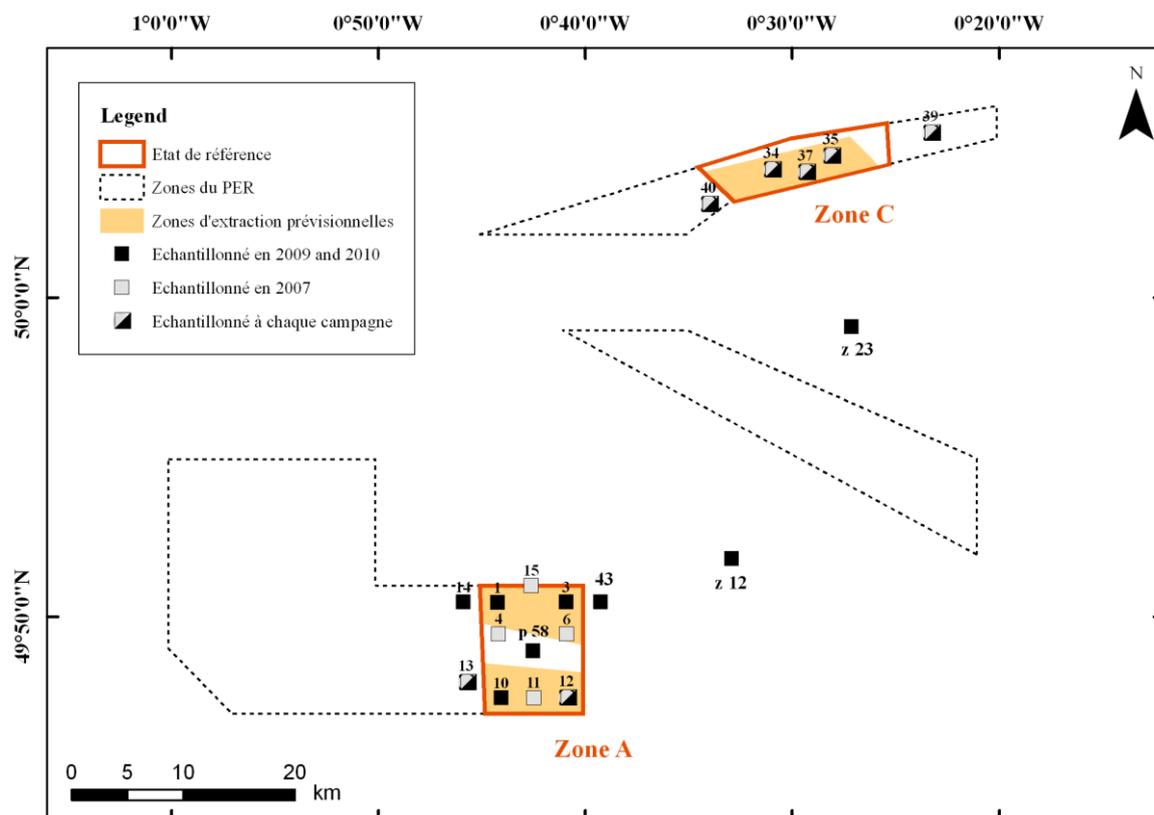


Figure III.2 : Localisation des stations considérées dans le cadre de l'étude des propriétés fonctionnelles du macrobenthos sur le site du PER Manche Orientale. Les symboles indiquent les dates de prélèvement de chaque station, les périodes d'échantillonnage sont rappelées dans le tableau II.2.

Les stations sélectionnées pour l'étude des propriétés fonctionnelles des communautés benthiques sont les mêmes que dans le paragraphe II.4.1 (publication). Les stations intermédiaires z12 et z23 (prélevées en 2007) ainsi que les stations 43 et p58 (prélevées en 2009 et 2010) correspondent aux futures stations de référence lors des suivis benthiques pendant et après l'exploitation. Elles avaient été retirés lors de l'étude sur la structure des communautés (§ II.4.1) pour simplifier la présentation des résultats. Cependant, elles seront réintégrées dans cette partie car elles doivent être considérées dans le futur lors des suivis de la récupération biologique pendant et après les travaux de dragages sur le site du PER. La figure III.2 présente l'ensemble des stations de prélèvement considérées, avec les stations prélevées en 2007 dans le cadre des deux campagnes BEMACE, les stations prélevées en 2009 et 2010 dans le cadre des quatre campagnes ROVMACE et enfin les stations prélevées lors des six campagnes. Il est rappelé ici que les stations ne sont pas les mêmes dans la zone A entre les campagnes BEMACE et ROVMACE car il a été fait le choix de sélectionner dans ma thèse uniquement les stations où la benne Hamon a été utilisée. L'étude est réalisée au niveau des communautés, donc les mesures sont moyennées à l'échelle des zones A et C. Il n'est donc pas indispensable que les stations soient placées au même endroit, d'autant plus que l'analyse descriptive a montré l'homogénéité de la structure de la communauté à cette échelle. Les valeurs calculées pour les différents indices aux stations intermédiaires (z12 et z23) sont moyennées et présentées dans un graphique à part.

III.1.2.2 Techniques de calcul des différents indices

Une série d'indicateurs de la qualité et de la santé biologique a été calculée à partir du jeu de données obtenu dans le cadre de ma thèse. Seule la faune dénombrable est considérée car les indices sont calculés en partie à partir des données d'abondance et de biomasse. Les formules nécessaires au calcul des différents indices et la bibliographie de référence sont présentées à chaque paragraphe correspondant. Les indices ont été calculés pour chaque station de prélèvement et moyennés par campagne et dans chaque zone. Le tableau III.1 présente le panel des états écologiques (aussi appelés EcoQs, Ecological Quality Status) allant de 'mauvais' à 'très bon' qui peuvent être évalués à partir des indices biotiques calculés. Chaque couleur correspond à une gamme de valeurs dont les limites sont indiquées sur les graphiques présentant l'évolution temporelle des différents indices. Une évaluation globale sera proposée à la fin de ce paragraphe.

Tableau III.1 : Gammes des couleurs correspondant aux valeurs seuils (indiquées en ordonnées sur chaque graphique ci-dessous) des différents états écologiques (ou EcoQ) pour les indices benthiques nommés en tête de colonne [d'après Vincent et al. (2002) pour le H', Borja et al. (2000) pour l'AMBI, Mearns and Word (1982) pour l'ITI].

H'	AMBI	ITI
Très bon	Très bon	Normal
Bon	Bon	Perturbé
Moyen	Moyen	Dégradé
Médiocre	Médiocre	
Mauvais	Mauvais	

Les analyses sur les aspects fonctionnels de la communauté benthique du PER ont été réalisées pour la plupart sur des feuilles Excel à part l'analyse factorielle des correspondances (AFC). Cette dernière a été calculée à l'aide du logiciel StatBox 6.40 Pro Software (Grimmersoft). L'objectif est de tester une éventuelle structure de la diversité des traits biologiques entre les stations de l'étude à partir de la matrice trait-station générée à partir de l'analyse des traits biologiques (§ II.3.4.2). Un test de χ^2 a été appliqué dans le but de tester l'homogénéité des attributs des traits parmi les stations : les données ont été transformées (racine carrée) de manière à ce que la dépendance entre les lignes et les colonnes ne soit pas significative. Les variables et les objets utilisés pour l'interprétation de l'AFC et légendés sur la figure correspondante avaient des contributions relatives (CR exprimées en pourcentage) supérieures à l'hypothèse d'équicontribution de chaque variable ou objet de l'analyse, c'est-à-dire $100/n$ pour une AFC réalisée sur une matrice de n variables ou objets. Les cosinus carrés, qui mesurent la qualité de la représentation, peuvent aussi être pris en compte afin d'affiner l'analyse ($\cos^2 > 0,5$ indique une bonne représentation d'un point par rapport à l'axe considéré) (Dominique Davoult, comm. pers.).

III.2 Propriétés fonctionnelles de la communauté benthique de la zone du PER Manche Orientale

III.2.1 Qualité écologique

III.2.1.1 Indice de diversité de Shannon (H')

L'indice de diversité de Shannon est donné par la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log p_i$$

Où : p_i = abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce : $p_i = n_i/N$;

S = nombre total d'espèces;

n_i = nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon;

N = nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

L'indice de Shannon (\log_2 dans cette étude) permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. Ainsi une communauté dominée par une seule espèce aura un coefficient moindre qu'une communauté où les espèces sont codominantes. La valeur de l'indice varie de zéro (pour un nombre d'espèces donné, une espèce sera représentée par un grand nombre d'individus, toutes les autres étant présentes en un seul exemplaire) à $\log S$ (lorsque toutes les espèces sont équi-représentées).

Cet indice est ici accompagné de l'indice de régularité de Pielou. Cet indice permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Sa valeur varie de 0 (dominance d'une espèce) à 1 (équi-répartition des individus dans les espèces). Sa formule est : $J' = H'/H'_{\max}$

Où : $H'_{\max} = \log S$

S = nombre total d'espèces

La valeur de l'indice est stable au cours du temps, sauf en avril 2009 en zone A et en août 2007 à la station z12, où il passe en qualité moyenne (Fig. III.3 ; tableau III.1). H' est toujours entre 4 et 5, c'est une valeur élevée. L'indice de régularité de Pielou oscille entre 0,7 et 0,8 ce qui montre également une certaine régularité de la répartition des individus entre les espèces. Ces observations s'accordent avec les observations précédentes faites à partir des

courbes de dominances cumulées et des courbes aires-espèces (données 2007, § II.2.2.1.) : la communauté présente une richesse spécifique élevée et une distribution des espèces relativement homogène dans la communauté. En complément, il est intéressant de préciser que 28 % des espèces sont des espèces rares, c'est-à-dire qu'elles ne sont présentes qu'à une ou deux stations (Ellingsen et al., 2007).

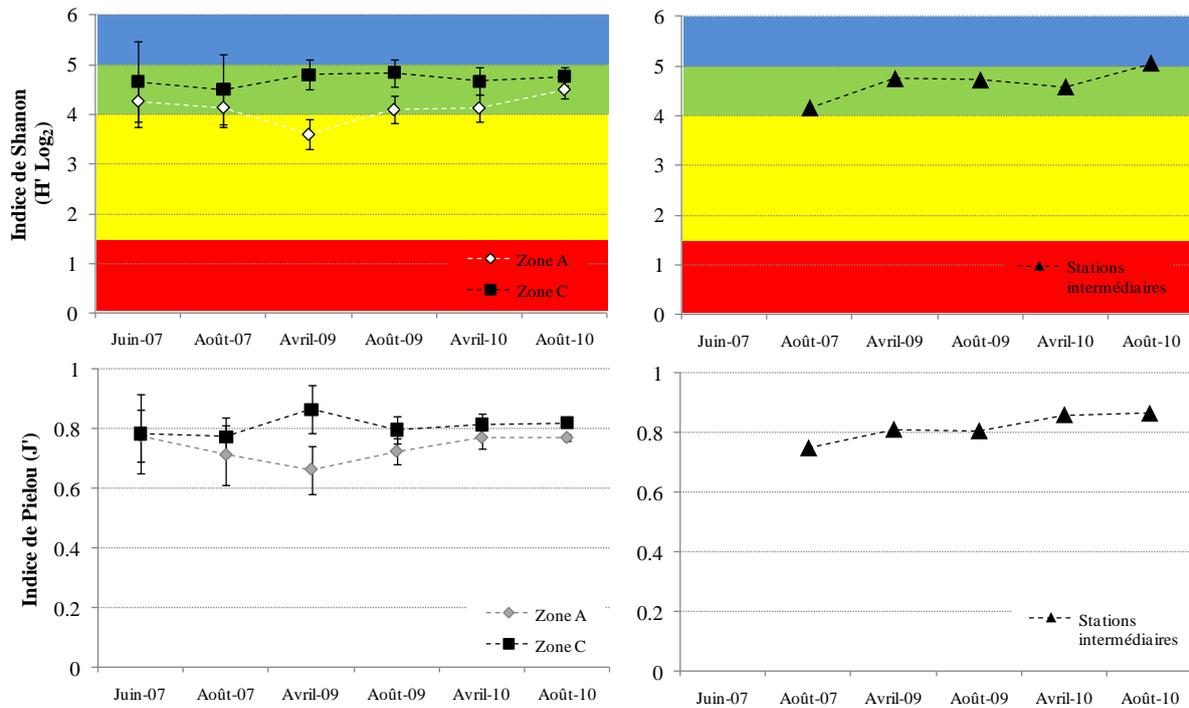


Figure III.3 : Tendances moyennes (et écart-types) par zone de l'évolution de la valeur de l'indice de Shannon (en haut) et de l'indice de régularité de Pielou (en bas) au cours du temps au site du PER Manche Orientale (voir tableau III. 1 pour la signification des seuils).

III.2.1.2 Coefficient benthique (AMBI)

Le coefficient benthique ou AMBI (AZTI MARINE BIOTIC INDEX) a été développé par Borja et al. (2000) et est aujourd'hui utilisé sur un grand nombre de sites en Europe et en Amérique du Nord, Amérique du Sud et en Asie (Muniz et al., 2005 ; Muxica et al., 2005 ; Cheung et al., 2008 ; Borja et al., 2007 ; Marchini et al., 2008). Il consiste à pondérer les abondances relatives de chaque groupe écologique présent (% G) par sa contribution dans la représentation de l'état de perturbation :

$$AMBI = [(0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)] / 100$$

Où : GI = espèces du groupe 1 dites 'espèces sensibles' (présentes dans un milieu non perturbé).

GII = espèces du groupe 2 dites ‘indifférentes’ (toujours présentes en faible densité et présentant des variations non significatives dans le temps).

GIII = espèces du groupe 3 dites ‘espèces tolérantes’ (présentes dans des conditions normales, mais leurs populations sont stimulées par la perturbation).

GIV = espèces du groupe 4 dites ‘opportunistes de second ordre’ (leur présence est caractéristique d’une situation de déséquilibre modéré à fort de la communauté benthique suite à une perturbation).

GV = espèces du groupe 5 dites ‘opportunistes de premier ordre’ (leur présence est caractéristique d’une situation de déséquilibre fort de la communauté benthique suite à une perturbation).

Ces cinq groupes correspondent aux étapes progressives de modification d’une communauté en relation avec un gradient de stress environnemental (Salen-Picard, 1983 ; Borja et al., 2000) : (i) à l’état initial, la communauté est riche en espèces et en individus ; (ii) il y a un état de déséquilibre modéré, avec une régression de certaines espèces exclusives au site, une prolifération d’espèces tolérantes, l’apparition d’espèces pionnières et une diminution de diversité ; (iii) un état de déséquilibre fort, la communauté est dominée par des espèces indicatrices de la perturbation, et la diversité est très faible ; et enfin (iv) la perturbation est tellement forte que le substrat devient azoïque. Ainsi, l’attribution d’une espèce à un groupe écologique est déterminée à partir de sa sensibilité/tolérance à une perturbation. Les travaux scientifiques ont permis, par l’expérimentation et l’expertise, de compiler une liste qui regroupe aujourd’hui environ 5900 espèces auxquelles a été attribué le groupe écologique en fonction de la réponse de chaque espèce à des perturbations environnementales qu’elles soient d’origine anthropique ou naturelle. Cette bibliothèque est disponible en ligne, ainsi qu’en logiciel libre développé par AZTI-Tecnalia (<http://ambi.azti.es/>) permettant le calcul de l’AMBI à partir des matrices d’abondance espèce/station. Il y a cependant des espèces pour lesquelles il n’est pas possible d’assigner un groupe écologique car leur réponse face à un stress environnemental n’est pas encore connue. Dans ce cas, s’il y a plus de 20 % des espèces sans groupe assigné, la station est retirée car les calculs sont trop biaisés. Seule la station 40 (zone C, en septembre 2007) était dans ce cas dans mon étude.

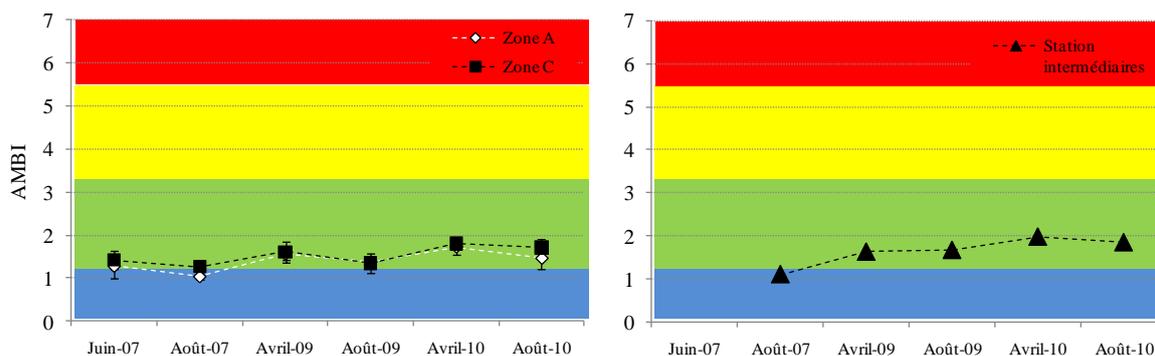


Figure III.4 : Tendence moyenne (et écart-types) par zone de l'évolution de la valeur de l'AMBI au cours du temps au site du PER Manche Orientale (voir tableau III. 1 pour la signification des seuils).

Les valeurs de l'indice au cours du temps varient peu et montrent que la zone est dans un 'bon' état écologique (voire 'très bon' en zone A en 2007) (Fig. III.4), ce qui signifie qu'elle est dans un état de succession transitoire (Grall et Coïc, 2006). Cependant, les valeurs sont tout de même très proches d'être dans un très bon état écologique (en bleu), il y a donc une proportion faible d'espèces opportunistes ou tolérantes aux perturbations.

Dans le modèle de référence développé par Glémarec et Hily (1981) puis Hily (1984) et Borja et al. (2000), la perturbation prise en compte pour déterminer la sensibilité/tolérance des espèces est un enrichissement en matière organique. Le site présente des valeurs de teneurs en matière organique très faible (voir § II.3.2) et des conditions hydrodynamiques intenses (courant de marée très fort) donc il est compréhensible qu'une part des espèces soient éventuellement résistantes aux pressions naturelles de cet environnement particulier. D'ailleurs, Borja et al. (2007) ont observé une augmentation de la valeur de l'AMBI suite à un dragage dans un estuaire où il y avait eu des changements dans la composition sédimentaire et la quantité de matière en suspension. C'est une situation un peu différente d'un enrichissement en matière organique qui montre cependant une réponse des espèces opportunistes.

III.2.1.3 Indice trophique endofaunique (ITI)

L'ITI (Infaunal Trophic Index) (Word, 1979) est une méthode numérique permettant de caractériser ces communautés en fonction de la proportion des différents groupes trophiques. En effet, la majorité des changements dans les communautés faunistiques peut être compris en examinant les stratégies alimentaires des organismes. Deux stratégies sont intéressantes : se nourrir de la matière en suspension et se nourrir sur le matériel déposé sur le fond, car les changements de dominance des organismes (abondance) employant l'une ou l'autre de ces

stratégies donnent des indications sur les changements de quantité de matière organique particulaire dans l'environnement (Word, 1979 ; Maurer et al., 1999). Le calcul de l'ITI se fait à partir des données d'abondance de l'ensemble de la faune dénombrable identifiée lors des différentes campagnes pour les espèces ayant les densités les plus élevées. Les espèces rares ont été retirées [les espèces présentes dans seulement une ou deux stations et les espèces comptant pour moins de 5 % de l'abondance sont éliminées (Word, 1979)]. L'indice est ensuite calculé à partir de cette formule :

$$ITI = 100 - [(33-1/3) \times (0 n_1 + 1 n_2 + 2 n_3 + 3 n_4) / (n_1 + n_2 + n_3 + n_4)]$$

Où : n_1 = nombre d'individus suspensivores

n_2 = nombre d'individus à la fois suspensivores et détritivores de surface

n_3 = nombre d'individus détritivores de surface

n_4 = nombre d'individus détritivores de subsurface ('indicateurs de perturbation')

100 et 33-1/3 = facteurs additionnels permettant de contraindre le résultat à des valeurs entre zéro et 100

Les différents groupes trophiques ont été attribués à la faune benthique à partir de la base de données sur les traits biologiques de la faune benthique du bassin oriental de la Manche compilée par Garcia (2010). Comme indiqué sur la figure III.5, cette base de données présentait un plus grand nombre de catégories de groupes trophiques [S : suspensivores ; M : Mixtes (se nourrissent indifféremment à la manière d'un déposivore ou d'un suspensivore) ; sDF = déposivores sélectifs ; nsDF = déposivores non sélectifs ; O : omnivores ; C : carnivores]. Il a été nécessaire de comparer les catégories de Word (1979) à celles de Garcia (2010) ; comme l'indique le code couleur sur la figure III.5. Pour cela, deux types d'informations disponibles dans la base de données de Garcia (2010) étaient nécessaires : la position environnementale (endofaune/épifaune) et le mode de bioturbation. Cela permet de faire la différence dans les détritivores de surface non sélectifs et sélectifs et de leur attribuer le groupe 1 ou 2 s'ils sont de surface ou de subsurface. La proportion des espèces n'ayant pas de groupe attribué correspond à 41 % du nombre total d'espèces, soit seulement 18 % de l'abondance totale des organismes pris en compte dans l'étude. Les groupes des carnivores et des omnivores ne sont pas considérés dans le calcul de l'ITI car leur présence n'est pas considérée comme indicatrice de la santé de l'écosystème d'après la définition de Word (1979). Cet indice peut varier de 0 (100% de déposivores de subsurface) à 100 (100% de suspensivores). Il est en général admis que le milieu est dégradé lorsque l'ITI

est compris entre 0 et 30, qu'il est perturbé lorsqu'il a une valeur entre 30 et 60 et qu'il est « normal » quand l'ITI est entre 60 et 100.

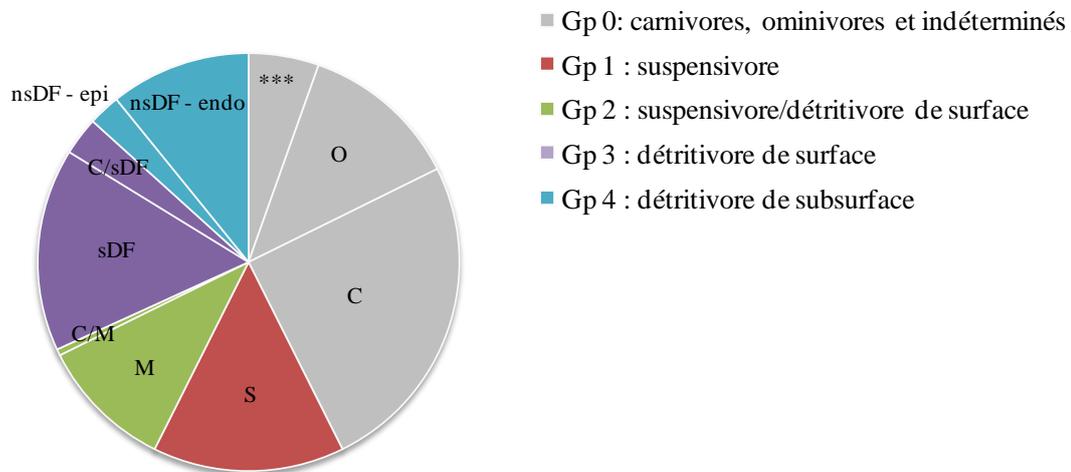


Figure III.5: Diagramme représentant les proportions des espèces pour chaque groupe trophique selon les catégories de Garcia (2010) (indiqués par des codes alphabétiques - S : suspensivores ; M : mixtes ; sDF = dépositivores sélectifs ; nsDF = dépositivores non sélectifs ; O : omnivores ; C : carnivores, *** pas d'information disponible) et Word (1979) (représentés par un code couleur). En gris, les espèces auxquelles il n'a pas été possible d'attribuer un groupe trophique au sens de Word (1979).

La figure III.6 montre qu'il y a une répartition homogène des espèces dans les quatre groupes trophiques considérés pour la mesure de l'ITI (Groupes 1 à 4). Le groupe 0, qui inclut les carnivores et les omnivores, n'est pas considéré dans les calculs de cet indice biotique (Word, 1979). Ceci est également observé pour les abondances car la valeur de l'ITI se situe entre environ 40 et 60. Cette valeur indique un milieu perturbé (Table III.1) mais cela montre aussi qu'il n'y a pas de dominance ni des suspensivores ni des détritivores de subsurface. Il y a une certaine diversité des fonctions trophiques des organismes sur le site du PER.

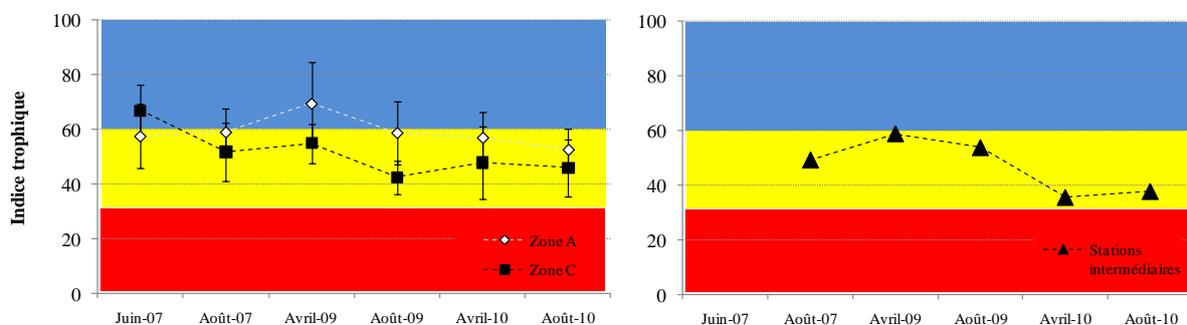


Figure III.6 : Tendance moyenne (et écart-types) par zone de l'évolution de la valeur de l'ITI au cours du temps au site du PER Manche Orientale (voir tableau III. 1 pour la signification des seuils).

III.2.1.4 Bilan écologique

La communauté présente donc **une forte diversité, une présence faible d'espèces tolérantes et/ou opportunistes aux perturbations physiques du milieu ainsi qu'une diversité de fonctions trophiques chez les espèces**. A l'aide des indices biotiques (Shannon, AMBI et de ITI) il est possible de conclure à un statut écologique 'moyen' à 'bon' pour la zone de PER Manche Orientale. Cela signifie que **la communauté benthique exprime un niveau de perturbation modérée** par rapport aux valeurs maximales que l'on peut trouver dans la bibliographie et avec lesquelles ont été définis les états écologiques représentés par les échelles de couleurs sur chaque graphique (Tableau III.1). Il est par ailleurs intéressant de noter que les zones A et C et les stations intermédiaires z12 et z23 présentent les mêmes gammes de valeurs pour chacun des trois indices et suivent les mêmes tendances au cours du temps. Il y a cependant une différence au niveau des caractéristiques physiques entre les zones A et C, au niveau de la profondeur et de la teneur en matière organique (voir § II.1.2 et § II.3.1). **Les deux zones restent soumises aux mêmes contraintes environnementales** (température, salinité, granulométrie, hydrodynamisme).

Ces indices fonctionnels reposent sur des connaissances approfondies de l'écologie des espèces, ils sont couramment utilisés et leur application reste largement testée et validée (Grall et Glémarec, 1997 ; Maurer et al., 1999 ; Reiss et Kröncke, 2005 ; Grall et Coïc, 2006 ; Ruellet et Dauvin, 2007 ; Dauvin et al., 2007 ; Muxika et al., 2007 ; Cooper et al., 2008 ; Wan Hussin et al., 2012). Cependant, ils sont sujets à deux critiques principales, qui sont (i) une forte empreinte subjective (lors de la définition des groupes trophiques et écologiques) et (ii) le fait que la variabilité naturelle de certains paramètres (abondance suite aux recrutements printaniers ou estivaux, modifications sédimentaires, profondeur...) peut également avoir une forte influence sur les résultats obtenus pour les indices sans que ces phénomènes ne soient toujours directement liés à la perturbation du milieu. A la première critique, il est difficile de répondre autrement que par des exemples concrets, montrant l'efficacité de ces indices dans l'identification et les suivis de qualité des écosystèmes après une perturbation environnementale (Maurer et al., 1999 ; Borja et al., 2007). De plus, le fait que ces indices soient recommandés dans la Directive Cadre sur l'Eau (Dauvin et al., 2007) reste un argument de poids pour contribuer à l'amélioration et la validation de ces indices. Pour ce qui est de la seconde critique, la présente étude est justement l'occasion d'explorer les sources de variations naturelles qui pourraient réduire les capacités de prédiction des différents indices comme outil de surveillance des écosystèmes et de définir des valeurs de référence pour ces

différents indices pour la communauté des graviers sableux du bassin oriental de la Manche. La pertinence de l'usage de ces indices pour la surveillance de la récupération des communautés benthiques suite à l'extraction de granulats sera discutée dans le chapitre IV.

III.2.2 Santé écologique

III.2.2.1 Biomasse et production somatique (Ps)

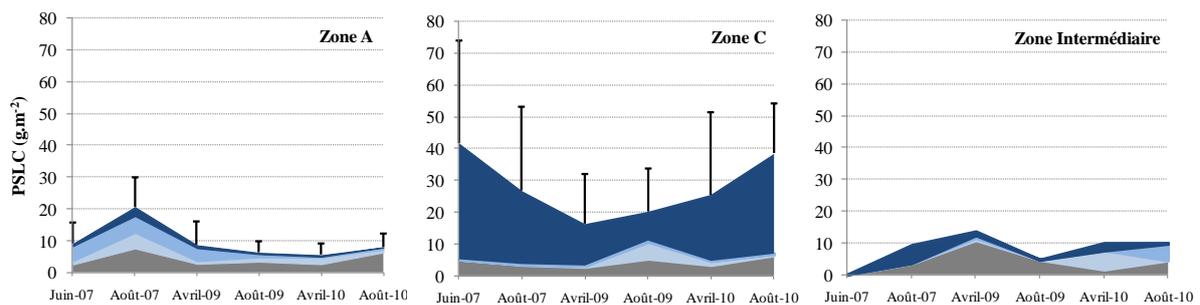


Figure III.7 : Evolution de la biomasse moyenne (avec les écarts types) au cours du temps, en fonction de chaque zone. En bleu les proportions des espèces correspondant à plus de 95 % de la biomasse totale (*Arcopagia crassa*, *Paphia rhomboïdes*, *Glycymeris glycymeris*) et en gris l'ensemble des autres espèces.

La biomasse est un paramètre caractéristique de la structure des communautés benthiques et comme il a été présenté dans la publication (§ II.2.3.1), elle peut présenter une forte variabilité d'une année à l'autre. L'évolution de la biomasse au cours du temps est également très différente selon les zones étudiées. Les valeurs de biomasse sont en effet deux à quatre fois plus élevées dans la zone C par rapport à la zone A ou par rapport à la zone intermédiaire (stations z12 et z23). La variabilité est également plus élevée dans la zone C (voir les écarts types). Ce phénomène est dû à la forte abondance des *Glycymeris glycymeris* en zone C, espèce pouvant présenter une biomasse individuelle très importante (jusqu'à 5,9 g en PSLC dans cette étude) (Fig. III.7).

A partir de ces valeurs de biomasse (B), deux paramètres peuvent être obtenus, donnant des informations sur la dynamique des communautés benthiques. Tout d'abord la production secondaire annuelle : c'est la part de l'énergie assimilée dédiée à la formation de matière au travers de la croissance (il s'agit de la production somatique (Ps), la production de gonades est négligée) (Garcia, 2010), et ensuite la productivité (P/B), c'est une mesure couramment utilisée par les benthologues pour estimer le renouvellement de la biomasse d'une

communauté (Cooper et al., 2008 ; Bolam et al., 2010). La production somatique peut se calculer à partir des données d'abondance et de biomasse. La démarche à suivre comprend différentes étapes :

- (1) Les biomasses mesurées par espèce et par station (g.m^{-2}) ont été converties en valeurs énergétiques (kJ.m^{-2}) à partir de facteurs de conversion disponibles dans la bibliographie (Brey, 2001, 2010). Ceux-ci sont proposés à des niveaux taxonomiques plus élevés que celui des espèces, donc il a fallu agréger les données au niveau taxonomique supérieur qui est souvent la famille.
- (2) Les valeurs de production sont ensuite calculées à partir de ces valeurs d'énergie en utilisant un modèle multiparamétrique (Brey, 2001). Celui-ci s'emploie à partir d'un fichier Excel disponible gratuitement sur internet (<http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/navlog/index.html>).
- (3) Les valeurs de production obtenues pour chaque famille sont sommées de manière à avoir une valeur de production de l'assemblage benthique pour chaque station de prélèvement (Ps, en $\text{kJ.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$).

Le modèle de régression multiple de Brey (2010) est présenté ci-dessous :

$$\begin{aligned} \log_{10} P/B = & 7,947 (-2,294 \log_{10} M - 2409,856 \times (1 / (T+273))) \\ & + 0,168 \times (1 / D) + 0,194 \text{ SubT} + 0,180 \text{ InEpi} \\ & + 0,277 \text{ MoEpi} + 0,174 \text{ Taxon1} - 0,188 \text{ Taxon2} \\ & + 0,33 \text{ Taxon3} - 0,062 \text{ Habitat1} \\ & + 582,851 \times (\log_{10} M \times (1/(T+273))) \end{aligned}$$

Où : P = Production ; B = Biomasse moyenne ; M = Masse individuelle moyenne
T = Température annuelle moyenne sur le fond (°C) pour chaque station
D = profondeur (m) pour chaque station ; SubT = subtidal (1) ou intertidal (0)
InEpi = Endofaune (1) ou épifaune (0) ; MoEpi = espèce vagile (1) ou sessile (0)
Taxon 1 = Annélide ou Crustacé (1) ou autre (0)
Taxon 2 = Echinoderme (1) ou autre (0)
Taxon3 = Insecte (1) ou autre (0) ; Habitat1 = lac (1) ou autre (0)

La valeur de production somatique est obtenue en sortie du modèle pour chaque espèce à chaque station avec un intervalle de confiance à 95 %. Cette erreur est liée à l'estimation de la production pour une espèce, qui est souvent élevée. Il faut donc prendre des précautions lorsque ces valeurs sont discutées. Cependant, le fait de sommer les valeurs par famille

permet d'avoir une estimation de la production à l'échelle de la communauté et de diminuer grandement l'erreur de prédiction de la valeur de production (Brey, 2001). Le modèle multiparamétrique de Brey (2001) est reconnu comme étant le plus pertinent et le plus robuste dans le calcul de la production somatique des communautés benthiques (Cusson et Bourget, 2005 ; Bolam et al., 2010). Relier la production à la biomasse présente à chaque station à un moment donné permet d'obtenir une estimation de la productivité, celle-ci se calcule par le ratio production-sur-biomasse :

$$P/B = \text{Production somatique (kJ.m}^{-2}.\text{an}^{-1}) / \text{Biomasse (kJ.m}^{-2}).$$

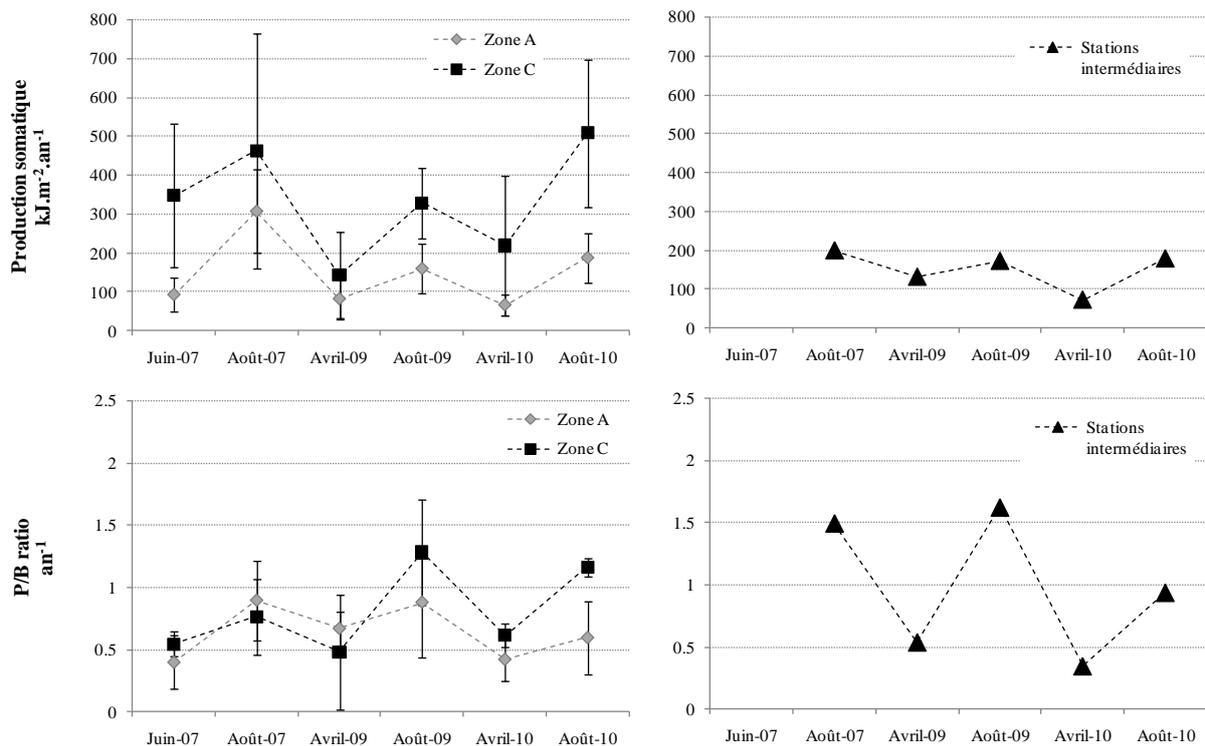


Figure III.8 : Tendances moyennes par zone de l'évolution de la valeur de production somatique (en haut) et le ratio P/B (en bas) au cours du temps au site du PER Manche Orientale.

La production moyenne est plus faible pour la zone A ($143,3 \pm 98,6 \text{ kJ.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) que pour la zone C ($361,2 \pm 224,8 \text{ kJ.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$). Ces valeurs reflètent directement les observations faites sur la biomasse (Fig. II.27), d'autant plus que la production a une plus forte variabilité en zone C. La figure III.8 montre une tendance saisonnière dans l'évolution de la productivité au cours du temps avec des valeurs toujours plus élevées en août qu'au printemps suivant (avril). La température (8°C en juin/avril et 16°C en août) est une valeur qui affecte grandement le métabolisme et cet effet se fait ressentir dans les calculs de production (Cusson et Bourget, 2005). Les écarts types des productions moyennes en zone C sont plus élevés aux

périodes où les biomasses des *Glycymeris glycymeris* sont les plus importantes (en 2007 et 2010) (Fig. III.7). Les stations intermédiaires z12 et z23 présentent des variations temporelles moins marquées mais chaque valeur correspond à la moyenne des deux stations donc à une plus petite surface d'étude, il est donc plus difficile d'observer des tendances générales. La production moyenne en zone intermédiaire est de $151,5 \pm 94,5 \text{ kJ.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$, soit du même ordre que la valeur estimée en la zone A.

Le ratio P/B moyen est de $0,8 \pm 0,4 \text{ an}^{-1}$ en zone A, de $0,6 \pm 0,3 \text{ an}^{-1}$ en zone C et de $1,0 \pm 0,6 \text{ an}^{-1}$ en zone intermédiaire. Les variations saisonnières sont moins marquées mais il est intéressant de noter que les zones A et C ne sont plus différenciables, les deux zones présentent des valeurs similaires de productivité. En revanche au niveau des zones intermédiaires, il y a de plus fortes variations : le ratio P/B variant de 0,2 à 2,1. La valeur de 2,1 a cependant été estimée à une station en zone A en août 2009, ce qui permet de signaler que les valeurs ponctuelles des stations intermédiaires sont indiquées à titre informatif mais ne peuvent être validées comme des tendances générales pour la zone. Cela donne cependant une bonne notion de l'ampleur des variations de la productivité qui peuvent être mesurées d'une année à l'autre.

Bolam et al. (2010) ont réalisé une étude à grande échelle pour décrire les variations de la production secondaire (production somatique et productivité) des communautés de la macrofaune benthique sur le plateau continental du Royaume Uni. Ils donnent ainsi, pour le bassin oriental de la Manche, une valeur moyenne de production de $180,4 \pm 85,6 \text{ kJ.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ et un ratio P/B moyen de $1,4 \pm 0,1 \text{ an}^{-1}$ (l'erreur correspond à l'intervalle de confiance à 95 %, $n = 23$). Ainsi les valeurs de production mesurées en zone A sont du même ordre de grandeur que celles trouvées du côté anglais du bassin oriental de la Manche. En zone C, les valeurs sont plus élevées. Bolam et al. (2010) précisent qu'il y a une forte variabilité des valeurs de production entre stations et les valeurs estimées en zone C sont du même ordre de grandeur que les valeurs maximales de cette partie de la Manche. La productivité mesurée sur le site du PER (entre $0,6$ et $1,0 \text{ an}^{-1}$) est au contraire faible par rapport à la moyenne pour le bassin oriental de la Manche ($1,4 \text{ an}^{-1}$), et plus généralement pour la Manche et la Mer du Nord où les valeurs mesurées sont entre 2 et 5 an^{-1} (Steele, 1974). Les valeurs de P/B sont faibles par rapport aux valeurs mesurées dans des peuplements plus vaseux qui se situent autour de 2 an^{-1} (Dauvin, 1984).

Il existe de nombreux facteurs qui peuvent faire varier la production et donc la productivité, tels que les caractéristiques intrinsèques de la communauté comme la biomasse

individuelle moyenne annuelle, la biomasse maximale, l'âge, la durée de vie, le statut trophique, le groupe taxonomique ... (voir Cusson, 2004 ; Cusson et Bourget, 2005). Les communautés exprimant de faibles ratios P/B correspondent en général à une macrofaune dominée par des espèces de relative grande taille, avec des durées de vie longues et une croissance lente telles que les mollusques et les échinodermes. L'énergie est d'abord utilisée pour la croissance plutôt que pour la reproduction, donc le taux de renouvellement de l'énergie (ou l'énergie disponible pour les niveaux trophiques supérieurs) est faible (Cusson et Bourget, 2005). Cette théorie explique les observations faites pour la communauté macrofaunistique du PER car **95 % de la somme totale des biomasses est représentée par des bivalves** (les six campagnes cumulées). **Les autres espèces ont ainsi une contribution faible à la production secondaire de la zone**, ce sont des organismes de petite taille ayant une biomasse très faible lorsqu'ils sont considérés un à un.

III.2.2.2 Analyse des traits biologiques

Tableau III.2 : Liste des traits biologiques de la base de Garcia (2010) avec, en bleu, ceux qui ont été sélectionnés pour décrire la diversité fonctionnelle du PER Manche Orientale (* : traits insuffisamment renseignés dans la bibliographie).

Traits biologiques	Description
Traits écologiques	
Mobilité	Façon de se mouvoir des individus
Position environnementale	Position préférentielle de l'espèce
Bioturbation	Effet du taxon sur le sédiment dans lequel il vit dû à son mode de nutrition ou/et de déplacement
Guilde trophique	Mode de nutrition du taxon
Groupe Ecologique	Degré de résistance à l'enrichissement en matière organique
Préférence sédimentaire	Sédiment préférentiel dans ou sur lequel l'espèce sera le plus probablement trouvée
Sociabilité	Degré auquel les individus d'une même espèce sont liés les uns aux autres
Traits d'histoire de vie	
Taille moyenne de l'œuf	* Taille moyenne d'un œuf mature prêt à être fécondé
Fécondité	* Nombre d'œufs moyen produit par ponte ou en une année (dans le cas de ponte continue)
Lieu de ponte	* Information sur le devenir des œufs matures et/ou fécondés et sur leur éventuelle protection
Trait reproductif	* Nombre d'événements reproducteurs possible dans la vie d'un adulte
Type larvaire	Différents types de développement larvaire
Durée de vie larvaire	Durée de vie pélagique de la larve
Saison de reproduction préférentielle	* Période(s) de l'année à laquelle (auxquelles) la majorité des individus de l'espèce se reproduisent
Durée de vie des adultes	Espérance de vie moyenne des adultes
Traits morphologiques	
Taille	Taille moyenne du taxon
Biomasse	Biomasse moyenne du taxon
Fragilité	Probabilité de cassure à la suite d'un choc physique à la suite d'une perturbation au niveau du fond
Forme	Forme générale du taxon
Flexibilité	Degré selon lequel une espèce peut se plier sous l'action d'une pression mécanique
Protection des adultes	Catégorie de protection développée par les adultes

Tableau III.3 : Caractéristiques détaillées des différents attributs et importance relative des espèces sans information pour chaque trait biologique.

TRAIT BIOLOGIQUE	PAS DE DONNEES		ATTRIBUTS et DESCRIPTIONS				
	% espèces	% Abondance totale	Sessile	Creuseur	Rampeur	Marcheur	Nageur
MOBILITE	2,2 %	0,1 %	aucune mobilité	mouvement dans le sédiment	à la surface du sédiment, pas d'appendice locomoteur	à la surface du sédiment, avec des appendices locomoteurs	capable de nager dans la colonne d'eau
GUILDE TROPHIQUE	6,3 %	1,3 %	CARN carnivore : prédateur actif ne mangeant que des proies vivantes	SCAV nécrophage : ne mangeant que des cadavres	sDF dépositore sélectif : se nourrit de particules déposées en surface ou enfouies en subsurface avec une sélection active de la taille	nsDF dépositore non-sélectif : se nourrit de particules déposées en surface ou enfouies en subsurface sans sélection active de la taille	S suspensivore : se nourrit de particules en suspension dans la colonne d'eau
GROUPE ECOLOGIQUE	7,0 %	1,9 %	GE_1 espèces sensibles, premières à disparaître	GE_2 espèces indifférentes, toujours en faibles abondances, peu de variations saisonnières	GE_3 espèces tolérantes, pouvant disparaître dans un premier temps mais réapparaissant en plus grand nombre	GE_4 espèces opportunistes de 2nd ordre	GE_5 espèces opportunistes de 1er ordre pouvant vivre en conditions anoxiques
PREFERENCE SEDIMENTAIRE	6,1 %	1,3 %	Vase sédiments à dominance vaseuse	Sable sédiments à dominance sableuse	Gravier Dominance de graviers	Cailloutis Fonds durs	Biologique Algues, herbiers, hydraires, éponges
SOCIABILITE	7,3 %	1,2 %	Solitaire individus vivant seuls	Grégaire vivent en groupe ou communautés			
POSITION ENVIRONNEMENTALE	0,0 %	0,0 %	Epi vivant à la surface du sédiment (épifaune)	Endo vivant dans le sédiment (endofaune)			
TYPE LARVAIRE	8,9 %	1,2 %	DIR direct : sans phase larvaire pélagique	LC légitotrophe : larve pélagique qui subsiste sur ses propres réserves	PK Planktotrophe : larve pélagique se nourrissant dans la colonne d'eau		
DUREE DE VIE LARVAIRE	10,8 %	3,7 %	Larv_1 0 jours, pas de vie larvaire pélagique	Larv_2 <1 jour, vie larvaire très courte	Larv_3 2-15 jours : vie larvaire courte	Larv_4 16-30 jours : vie larvaire moyenne	Larv_5 31-60 jours : vie larvaire longue
DUREE DE VIE DES ADULTES	32,1 %	14,2 %	V_1 <1 an : espèces annuelles à durée de vie très courte	V_2 1-3 ans : espèces à durée de vie courte	V_3 3-6 ans : espèces à durée de vie moyenne	V_4 6-10 ans : espèces à longue durée de vie	V_5 >10 ans : espèce à durée de vie très longue
TAILLE	5,7 %	1,1 %	Taille_1 <20 mm	Taille_2 21-50 mm	Taille_3 51-100 mm	Taille_4 >100 mm	
FRAGILITE	1,3 %	0,3 %	Fragile Peu tolérant aux impacts physiques - Probabilité de cassure élevée	Interm capable de supporter des impacts mineurs	Robuste Assez résistant pour supporter des impacts physiques fort		
PROTECTION DES ADULTES	1,6 %	0,1 %	Rien pas de protection	Coquille parties molles protégées par une coquille	Abri se protégeant avec une structure qu'elle n'a pas synthétisée	Carapace carapace chitineuse	Tube/Test tube calcaire ou test protecteur calcaire ou composé de débris et sédiments mélangés à un mucus ciment

Un trait biologique, dans sa plus simple définition, est un critère de la performance des organismes (Darwin, 1859). Dans cette étude, les traits biologiques correspondent à la définition de Violle (2007) : un trait est un caractère de la morphologie, de la physiologie ou de la phénologie mesurable à l'échelle de l'individu, sans référence à l'environnement ou à d'autres niveaux d'organisation. En écologie marine et plus particulièrement dans le cas du benthos subtidal (difficile d'accès), la connaissance des attributs des traits biologiques est issue de l'expérimentation et de la bibliographie naturaliste, avec toutes les incertitudes et les contradictions que ces sources peuvent présenter (Bremner et al., 2003 ; Garcia, 2010). Garcia (2010) a compilé une base de données recensant les traits biologiques pour 651 espèces benthiques du bassin oriental de la Manche. Cet auteur indique que l'analyse au travers des traits biologiques a le grand avantage d'intégrer quasiment autant de propriétés fonctionnelles que l'on désire. Ainsi, la base de données intègre 21 traits biologiques divisés en trois groupes (Tableau III.2) : (i) six traits 'morphologiques' qui décrivent les taxa ; (ii) sept traits 'écologiques' qui indiquent le comportement des espèces dans leur environnement et (iii) huit traits 'histoire de vie' qui sont en rapport avec les événements majeurs de la vie des organismes influençant directement la production et la survie des descendants. Ils sont listés dans le tableau III.3 et accompagnés d'une brève description.

Ces traits ont été sélectionnés en accord avec les nombreuses études existantes sur les traits biologiques en écologie des plantes supérieures (Lavorel et Garnier, 2002), en écologie benthique des milieux en eau douce (Charvet et al., 1998, 2000, Statzner et al., 2004) et des milieux marins (Bremner et al., 2003) selon leur importance dans le fonctionnement de l'écosystème et en fonction de la réponse du trait face à un stimulus environnemental (Garcia, 2010). Comme indiqué dans le tableau III.3, douze traits biologiques ont été sélectionnés pour la présente étude selon deux critères. Tout d'abord il y a la qualité de l'information disponible : la catégorie des traits morphologiques est la plus facile à constituer car elle concerne des critères directement observables sur les individus ; en revanche, les traits d'histoire de vie et les traits écologiques ont été mesurés par l'expérimentation et les études de terrain scientifiques. De ce fait, les valeurs des traits sont très inégalement renseignées selon l'intérêt porté par les scientifiques pour certaines espèces plutôt que d'autres, ils peuvent manquer ou être généralisés à outrance du niveau de l'espèce vers des niveaux taxonomiques supérieurs. C'est le cas pour les traits d'histoire de vie tels que la *saison de reproduction préférentielle*, la *taille moyenne de l'œuf*, la *fécondité*, le *lieu de ponte* ou le *trait reproductif* : ils ont donc été exclus de l'étude car les résultats obtenus ne seraient pas pertinents. Le second critère est une

sélection active cette fois-ci, car les traits pertinents ont été conservés pour l'évaluation des capacités de la communauté du PER Manche Orientale à supporter une perturbation : la *fragilité*, la *protection des adultes*, la *position environnementale* et les *préférences sédimentaires* pour évaluer les capacités de protection des espèces face à une perturbation ; la *taille* et la *durée de vie des adultes* pour avoir une information sur la stratégie démographique des espèces (Encart C) ; le *type larvaire*, la *durée de vie larvaire*, la *mobilité*, la *sociabilité*, le *groupe écologique* et le *groupe trophique* pour connaître les capacités de recolonisation. L'ensemble des traits est généralement bien renseigné (tableau III.3), sauf pour la durée de vie des adultes où il n'y a pas d'information pour 32 % des espèces, mais cela équivaut à seulement 14 % de l'abondance totale (car les espèces concernées peuvent être des espèces rares ou peu abondantes). Ce trait a été conservé en gardant en mémoire qu'il faut être prudent lors de l'interprétation des résultats.

Chaque trait est divisé en une série de deux à six attributs (tableau III.3) et les valeurs exprimées par les espèces pour chacun de ces traits sont associées à chaque attribut par codage flou ('fuzzy coding'). C'est-à-dire que l'on utilise des valeurs positives pour décrire l'affinité d'une espèce pour différents attributs d'un trait donné (de zéro : pas d'affinité, à 3, forte affinité). Le codage flou est une technique originale qui permet d'étudier ensemble des informations biologiques et environnementales bien qu'elles soient issues de multiples sources (e.g. échantillonnage, bibliographie...) (voir Chevenet et al., 1994). Le deuxième grand intérêt de cette technique est de prendre en compte la plasticité des espèces (Garcia, 2010) qui par exemple, peuvent être dotées de plusieurs capacités pour utiliser les ressources alimentaires. Par exemple, l'ophiure *Amphiura (Ophiopeltis) securigera*, selon les conditions environnementales peut se nourrir dans la colonne d'eau (suspensivore) ou sur le fond avec une active sélection des particules (dépositivore sélectif et occasionnellement non sélectif). L'espèce sera donc codée de cette manière : 0; 0; 3; 1; 3 selon les groupes trophiques CARN, SCAV, sDF, nsDF, S. Cette technique de codage par affinité est reproduite pour chaque espèce et pour chaque trait. Quand il n'y a pas d'information pour un trait, le taxon est classé 0 pour tous les attributs de celui-ci (Usseglio-Polatera et al., 2000 ; Bremner et al., 2003). La mise en forme des données fuzzy-codées passe ensuite par deux étapes simples :

- les valeurs des attributs pour un trait sont ajustées de manière à ce que leur somme soit égale à 1 (e.g. 0; 0; 3; 1; 3 → 0/5; 0/5; 3/5; 1/5; 3/5 → 0; 0; 0,6; 0,2; 0,6), il est alors obtenu une matrice espèce-trait

- la matrice espèces-traites est multipliée par la matrice espèces-stations avec les données d'abondance pour obtenir une matrice traits-stations.

A partir de cette nouvelle matrice traits-stations, il est possible d'étudier la diversité des traits biologiques exprimés par les différentes espèces de la communauté des sédiments de graviers grossiers, et d'en explorer la structure à travers le site du PER Manche Orientale.

- *Assemblages fonctionnels*

L'AFC a été réalisé sur les attributs des douze traits biologiques sélectionnés précédemment, pour l'ensemble des stations de prélèvement de l'étude (Fig. III.9). Il y a ainsi une matrice de 50 traits x 84 stations. Un test de χ^2 a mis en évidence une dépendance significative entre les colonnes et les lignes pour le tableau de données brutes ($\chi^2 = 50925$; $p < 0,05$; d.d.l.=4067) ; les données ont donc été transformées (racine carrée) de manière à vérifier l'hypothèse d'homogénéité du tableau. Après transformation, la dépendance entre les lignes et les colonnes n'est plus significative ($\chi^2 = 1269$; $p > 0,01$; d.d.l.=4067).

Les deux premiers axes factoriels expliquent 71 % de la variance et sont représentés sur la figure III.9. De nombreux symboles ont été ajoutés à la représentation graphique de l'AFC. Chaque cercle correspond à une station de prélèvement, il y est associé une couleur correspondant à la campagne de prélèvement (et donc à la saison). Les stations sont distribuées sur l'ensemble du graphique, ce qui indique qu'il n'y a pas de patron de structuration temporelle de la diversité fonctionnelle des espèces du PER. L'étude détaillée des contributions relatives (CR > 2 %) indique que 18 attributs sur 50 ont une contribution significative à la formation des axes, ils sont notés en violet (axe 1) et en orange (axe 2) sur la figure. Pour ce qui est des stations, 30 sur 84 ont une contribution significative (CR > 1.2 %). Ces stations s'opposent bien suivant l'axe factoriel 1, elles sont signalées sur l'AFC par les lignes. Les proximités des 'points attributs' et des 'points stations' sur ces deux plans factoriels permettent d'établir une correspondance entre classification des lignes et classification des colonnes. Il y a ainsi deux grands ensembles de stations qui s'opposent suivant l'axe 1, deux assemblages fonctionnels qui se distinguent par rapport à une série d'attributs :

- A gauche de l'axe 1 se trouvent les stations dont les organismes ont la vase pour sédiment préférentiel (Vase), ce sont des déposivores de surface non sélectifs (nsDF), leur position environnementale est plutôt dans le sédiment (Endo) et ils sont plutôt creuseurs (Creuseur). Ils n'ont aucune protection (Rien) ou sont munis d'une coquille (Coquille), ils

sont robustes (Robuste) et les organismes sont de taille moyenne à grande (Taille_3 et Taille_4). Ils auront ensuite un développement larvaire lecithotrophe (LC).

- A droite de l'axe 1 sont placées les stations où les organismes préfèrent les cailloutis (Caillouti) et sont plutôt suspensivores (S). Ils vivent à la surface du sédiment (Epi) et se déplacent peu (Sessile). Le mode de protection dominant est un tube ou un test fait de calcaire ou de sédiment accumulé (Tube/Test). Les organismes ont un mode de vie grégaire (Gregaire) et un développement larvaire de type planctotrophe (PK).

Des stations se distinguent suivant l'axe 2 (à l'extérieur des lignes continues) également, avec des assemblages trophiques où les organismes sont :

- En haut de l'axe 2 : des nécrophages (SCAV), du groupe écologique 1 (GE_1) qui se déplacent en marchant ou en nageant (Nageur – Marcheur) et ils sont protégés par une carapace (Carapace). Leur sédiment préférentiel est biologique, ce sont des organismes vivant en Epiphyte sur les coquilles (Biologique).

- En bas de l'axe 2 : les organismes sont plutôt sessiles et suspensivores. Ils vivent dans des tubes ou sont protégés par un test. Ils font partie du groupe écologique 3 (GE_3).

Ces assemblages fonctionnels ne montrent pas de patron de variation temporelle, mais si l'on observe les symboles en forme de losange indiquant la zone à laquelle appartiennent les différentes stations, il se distingue alors un patron de distribution spatial suivant l'axe 1. L'assemblage de gauche correspond plus à la zone C (losange blanc) tandis que l'assemblage de droite correspond plus à la zone A (losange noir). Les deux assemblages fonctionnels précédemment identifiés pour un nombre pertinent de stations s'opposent, mais les autres stations de chaque zone se distribuent suivant l'axe 1. Il existe ainsi le même gradient de changement que celui qui a été identifié précédemment dans l'étude de la structure de la communauté (§ II.2.3). Ceci semble logique puisque la matrice trait-station est pondérée avec les abondances. Mais il est remarquable que les différents assemblages spécifiques identifiés précédemment, basés sur les distributions d'abondance des espèces présentes sur l'ensemble de la zone se traduisent, en termes d'assemblages fonctionnels par l'expression de traits très différents.

Ainsi, à l'échelle d'une zone relativement homogène, le concept de modèle des filtres environnementaux et le concept d'habitat semble s'appliquer (Southwood, 1977 ; Townsend et Hildrew, 1994). C'est-à-dire que l'environnement dicte la présence des espèces à travers les traits biologiques car seulement certains traits sont adaptés pour des conditions environnementales données. L'environnement filtre le pool d'espèces à un niveau régional

pour exclure les traits non adaptés à des conditions particulières et les communautés sont formées des espèces qui passent à travers le filtre (Bremner et al., 2008). Dans cette étude, les paramètres environnementaux mesurés variant à l'échelle du site sont des paramètres sédimentaires (variations des proportions de sables et graviers ou le pourcentage de vase et la teneur en matière organique) (cf. § II.2.1.2). **Les caractéristiques sédimentaires semblent donc être le facteur prépondérant influençant la composition des assemblages fonctionnels dans les sédiments grossiers.**

- *Diversité des traits biologiques*

La matrice traits-stations issue de l'analyse des traits biologiques permet la production d'une série d'histogrammes présentant la fréquence des différents attributs pour chaque trait biologique dans la communauté des sédiments grossiers du PER. L'étude précédente sur les assemblages fonctionnels a montré une distinction entre la zone A et la zone C, donc les histogrammes sont présentés indépendamment pour chaque zone (Fig. III.10 et III.11).

Ces représentations graphiques permettent de faire une synthèse des principales caractéristiques fonctionnelles des organismes benthiques présents sur le site du PER Manche Orientale. Ci-dessous sont listées les caractéristiques fonctionnelles de cette communauté benthique :

- ✓ Traits écologiques (Fig. III.10)

Les invertébrés benthiques sont majoritairement creuseurs, sessiles et rampants, avec une proportion des sessiles réduite en faveur des rampants en zone C. Ils sont ensuite principalement suspensivores en zone A et les autres fonctions trophiques sont cependant présentes (entre 15 et 20 %). En revanche en zone C, tous les groupes trophiques sont présents de manière équivalente. La fonction de nécrophages (SCAV) est cependant peu fréquente. Au niveau des groupes écologiques, il y a peu d'organismes opportunistes des groupes 4 et 5 mais une importante proportion d'organismes des groupes 2 et 3 dans les zones A et C. Les organismes très sensibles du groupe 1 sont en proportion importante (environ 20 %) et présentent une fluctuation saisonnière avec une moindre proportion d'espèces sensibles avant la période de recrutement. Les préférences sédimentaires des organismes sont les sables, les graviers et les cailloutis, avec, de manière plus inattendue, une proportion notable d'organismes qui ne sont pas indifférents à la présence de vase (d'ailleurs plus importante en zone C que A). Enfin, il y a une plus grande proportion d'organismes solitaires en zone C par

rapport au comportement grégaire. Il y a une proportion équivalente d'organismes vivant dans le sédiment (Endo) et vivant à la surface de celui-ci (Epi). La proportion d'organismes solitaires est plus importante en zone C qu'en zone A. Les diverses fonctions écologiques exprimées par les organismes en zone intermédiaire présentent des distributions similaires à celles observées en zone C.

✓ Traits d'histoire de vie (Fig. III.11)

Quelle que soit la zone il y a une majorité d'organismes benthiques dont le type larvaire est planctotrophe (se nourrissant dans la colonne d'eau), avec une proportion d'organismes à type larvaire lécitotrophe (avec des réserves) un peu plus importante en zone C. La durée de vie larvaire est courte (quelques jours) à moyenne (plusieurs semaines), et la durée de vie des adultes est également très courte (moins d'un an) à moyenne (3 à 6 ans), mais la durée de vie est majoritairement supérieure à une année pour la plupart des espèces (V_2 et V_3).

✓ Traits morphologiques (Fig. III.11)

Il y a environ 40 % des organismes ayant une taille adulte maximale de 20 mm en zone A et C (Taille_1). Il y a également une proportion remarquable d'organismes pouvant atteindre des grandes tailles (>100 mm) quelle que soit la zone (entre 10 et 20 %). Il y a une proportion d'espèces de taille adulte de 50 à 100 mm en zone C (Taille_3). Au niveau de la fragilité, les organismes sont fragiles ou intermédiaires, mais peu d'entre eux sont réellement robustes. Enfin, en ce qui concerne la protection des adultes les organismes vivent plus souvent sans protection ou sont protégés dans un tube ou un test. Plus d'organismes sont munis de coquilles en zone C. Les organismes à carapace semblent plus présents après le recrutement qu'avant.

Figure III.9 : Analyse factorielle des correspondances à partir de la matrice traits-stations. Les stations ont un double code couleur, en fonction de la campagne (les symboles ronds) et en fonction de la zone (les losanges), le texte indique la position des différents attributs sur le graphique. Les lignes pointillées ou continues ainsi que les attributs annotés en violet ou orange indiquent respectivement les stations qui ont une contribution significative à la formation des axes 1 ou 2 ($CR > 100/n$ pour $n = 84$ pour les stations et $n = 50$ pour les attributs).

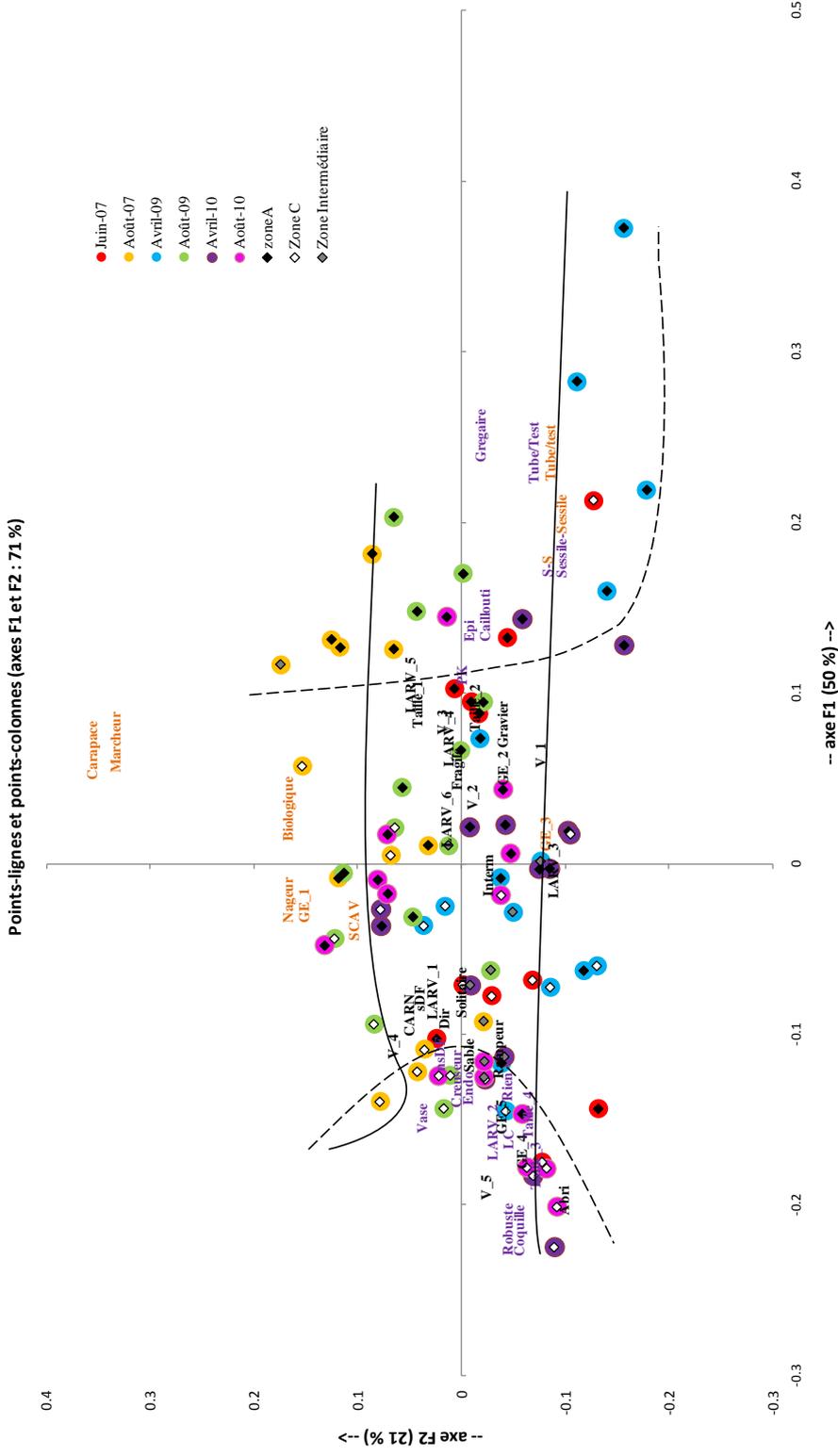


Figure III.10 : Histogramme présentant la diversité des traits écologiques des organismes benthiques du PER Manche Orientale (■ Juin 2007 ; ■ Août 2007 ; ■ Avril 2009 ; ■ Août 2009 ; ■ Avril 2010 ; ■ Août 2010) pour les différentes zones.

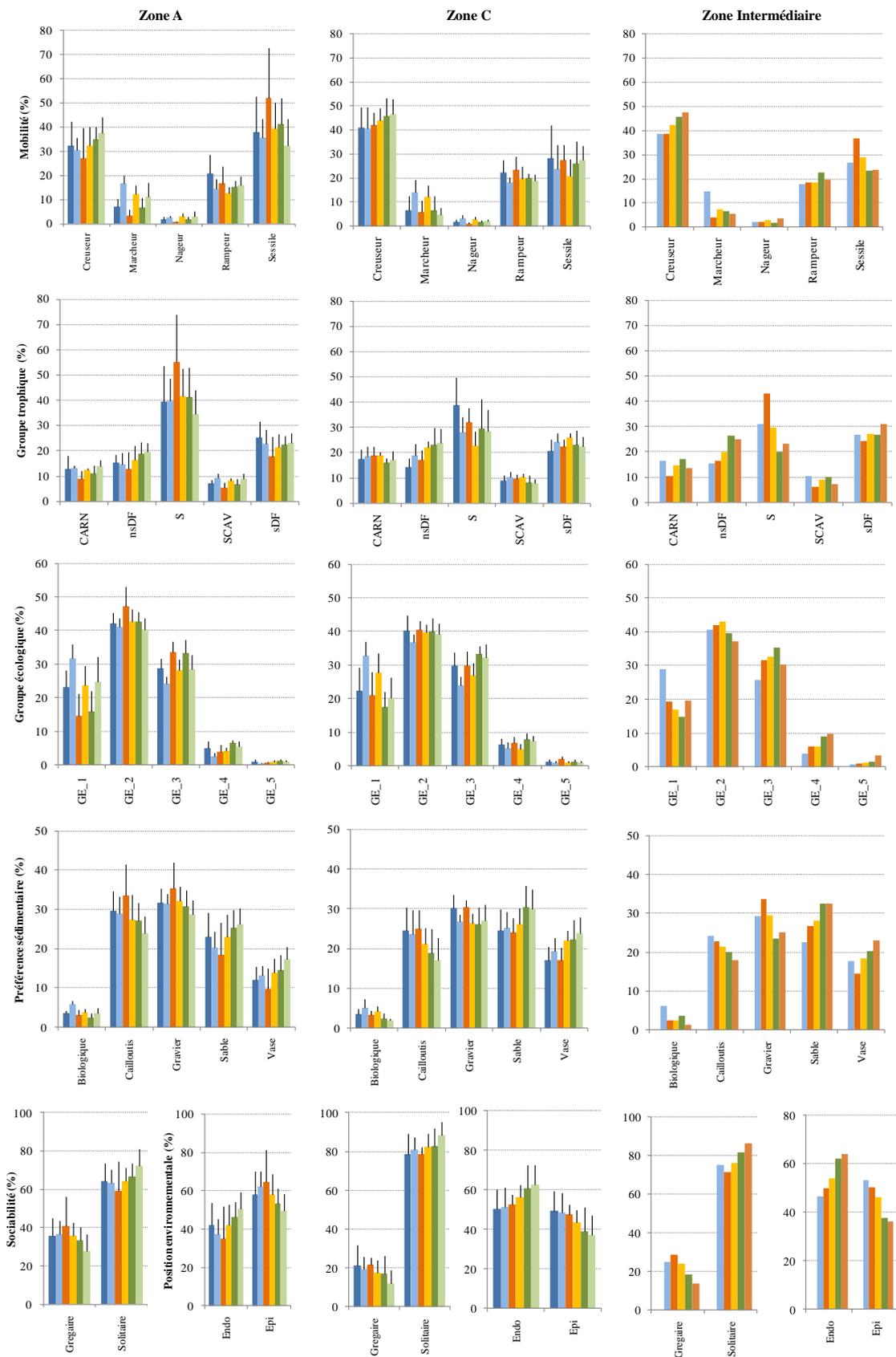
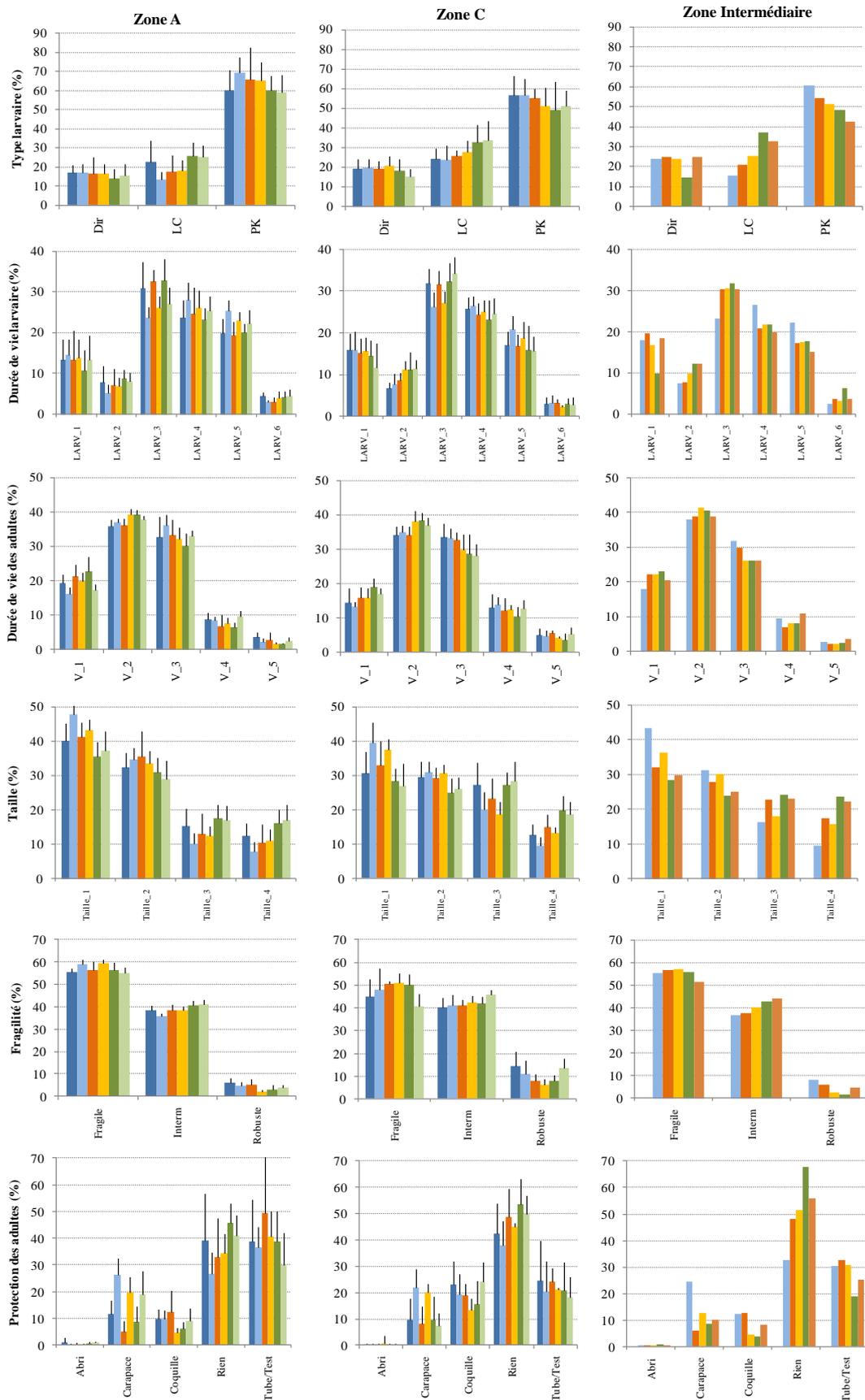


Figure III.11 : Histogramme présentant la diversité des traits d’histoire de vie et des traits morphologiques des organismes benthiques du PER Manche Orientale (■ Juin 2007 ; ■ Août 2007 ; ■ Avril 2009 ; ■ Août 2009 ; ■ Avril 2010 ; ■ Août 2010) pour les différentes zones.



Les différents attributs sont tous représentés, avec des fréquences parfois très importantes, mais il semble que les organismes expriment une forte diversité de traits à travers l'ensemble de la communauté. Cette diversité peut être mesurée par le coefficient d'entropie quadratique de Rao, noté 'FD_Q' (Botta-Dukát, 2005). Cet indice est une généralisation de l'indice de diversité de Simpson, qui mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. Dans le cas de cet indice, c'est la probabilité que deux espèces expriment les mêmes traits fonctionnels. Il se calcule par cette formule :

$$FD = \sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^s d_{ij} p_i p_j$$

Où : p_i et p_j = la proportion de la $i^{\text{ème}}$ espèce et de la $j^{\text{ème}}$ espèce dans la communauté (en fonction des abondances dans cette étude)

D_{ij} = la dissimilarité entre les espèces i et j ($D_{ii} = 0$; comme la dissimilarité d'une espèce à elle-même est nulle)

s = le nombre d'espèces de la communauté

Ce coefficient repose sur la définition de la diversité fonctionnelle de Tilman (2001) et de Petchey et Gaston (2006) qui est « l'étendue de la variation (ou des différences) des traits fonctionnels entre les espèces d'une communauté » ou en d'autres termes « la différence globale entre les espèces d'une communauté en termes de traits » (Lepš et al., 2006). Le calcul repose sur la mesure de la différence fonctionnelle entre deux espèces. Une feuille Excel avec les macros nécessaires au calcul de cet indice est disponible gratuitement sur internet (<http://botanika.bf.jcu.cz/suspa/FunctDiv.php>). Le calcul de ce coefficient a la particularité de prendre en compte à la fois la répartition des traits selon les espèces de la communauté (matrice traits x espèces, en codage flou) et la structure de la communauté sur le site (matrice espèce x stations, avec les abondances au mètre carré). Le FD_Q varie de zéro (diversité minimum) à 1 (diversité maximum). Il permet d'exprimer la dominance d'un trait biologique (lorsqu'il tend vers 0) ou la codominance de plusieurs traits lorsqu'il tend vers 1.

La figure III.12 présente la variation du coefficient d'entropie quadratique de Rao au court du temps. La valeur du trait est plutôt élevée (> 0,8) montrant une importante codominance des traits fonctionnels dans la communauté du PER Manche Oriental. Cela retranscrit bien ce qui avait été observé à partir des histogrammes précédents. Les valeurs du coefficient sont toujours un peu plus faibles en zone A. Il avait été remarqué que, pour certains traits, il y avait le plus souvent une plus grande dominance d'un attribut par rapport à

un autre dans la zone A que dans la zone C (Groupe trophique, Sociabilité, Type larvaire, Taille des Adultes, Fragilité) (Fig. II.29 et II.30), cela peut expliquer cette faible différence.

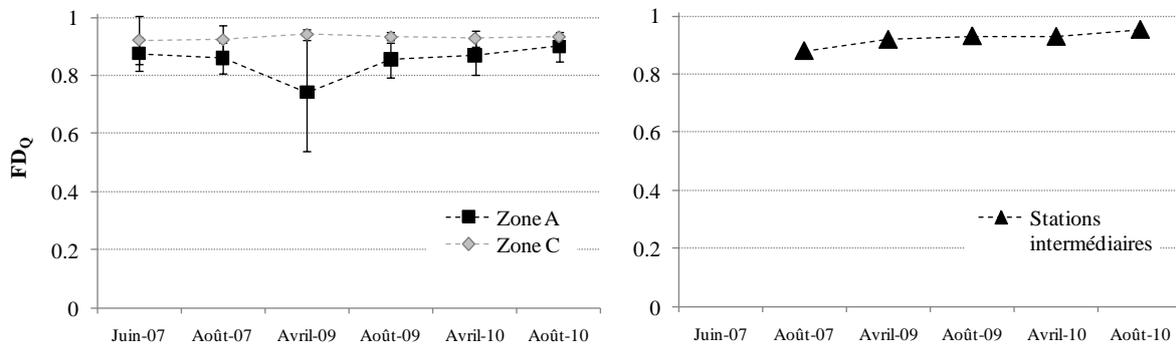


Figure III.12 : Tendances moyennes par zone de l'évolution de la diversité fonctionnelle mesurée à l'aide du coefficient d'entropie quadratique de Rao (FD_Q) au cours du temps au site du PER Manche Orientale.

Ainsi, les traits biologiques présentent une diversité d'attributs bien représentés dans la communauté et fortement codominants. Ce sont les densités relatives des organismes qui vont déterminer les capacités fonctionnelles d'un assemblage d'espèces sur une zone donnée (densité dépendance). Hewitt et al. (2008) ont observé le même phénomène de déterminisme des propriétés fonctionnelles d'une communauté pour un habitat donné.

Il faut rappeler que la faune non dénombrable (espèces coloniales) n'est pas prise en compte dans l'étude fonctionnelle. Il est indiqué ici, à titre purement informatif, que ces organismes sont surtout suspensivores, sessiles et grégaires et vivent sur les cailloutis ou les substrats biologiques.

III.3 Capacités de réponse des communautés benthiques face aux perturbations

III.3.1 Propriétés de la stabilité d'un écosystème

III.3.1.1 Définition

Les écosystèmes marins du bassin oriental de la Manche font actuellement face à une hausse constante des pressions anthropiques (Dauvin et Lozachmeur, 2006), et plus particulièrement dans les paléovallées où les gisements sédimentaires sont sources de convoitise de la part des carriers. Ces activités anthropiques en mer vont être une source de stress pour les communautés benthiques, c'est-à-dire que cela va provoquer une perturbation de l'environnement d'origine extérieure qui va remettre en question l'organisation de l'écosystème (Frontier et al., 2008). Les écosystèmes ont en effet, en conditions naturelles, une dynamique propre qui leur permet de conserver une image de stabilité [un système quantitativement stable va admettre de petites fluctuations autour d'une valeur moyenne (Frontier et al., 2008)], et tout changement qui n'est pas contenu dans cette dynamique de référence tend à le déstabiliser (Grimm et al., 1992). C'est en fait une 'image' car la stabilité n'a pas de définition pratique en écologie, c'est un terme dont la définition évolue en permanence depuis les dernières décennies, et nombre d'entre elles rendent difficiles la réalisation de travaux empiriques (Ives et Carpenter., 2007 ; Pimm, 1984). La caractérisation de la stabilité d'un écosystème passe ainsi par la caractérisation des propriétés de sa dynamique (Grimm et al., 1992). Les propriétés de la stabilité sont au nombre de quatre : la persistance, la résistance, la résilience et la constance (Pimm et al., 1984 ; Grimm et al., 1992). Les trois premières sont des propriétés de la stabilité intrinsèque aux communautés, et la quatrième dépend plus de facteurs extrinsèques (i.e. variations naturelles des conditions environnementales). La particularité de ces propriétés est qu'il est possible de les mesurer (de manière quantitative ou qualitative), en s'intéressant à certaines variables (abondance, composition spécifique ou l'organisation trophique des communautés) et en considérant leur réponse par rapport à une perturbation (naturelle ou extérieure au système). Ainsi Pimm (1984) considère un système comme 'stable' si et seulement si les variables retournent à un état initial après en avoir été perturbées.

Chacune de ces propriétés peut être ainsi définie :

La persistance

C'est la persistance temporelle des communautés.

Cela correspond au temps qu'une variable persistera à la même valeur avant de passer à la suivante.

(se mesure sur des échelles de temps de plusieurs années).

La résistance

C'est le fait que la communauté reste inchangée malgré la présence d'influences extérieures induisant une perturbation.

Elle se mesure par le degré de changement d'une variable après perturbation (plus il est important, moins la communauté est résistante).

La résilience

C'est le retour à un état de référence (ou une dynamique de référence) après une perturbation induite par des facteurs externes de manière temporaire.

Elle s'estime par une mesure de la vitesse à laquelle une variable va retourner à son état d'équilibre après une perturbation.

La constance

C'est le fait que la communauté reste inchangée quand il n'y a pas de facteurs externes perturbateurs.

Cela correspond à la variance mesurée au cours du temps des densités des organismes.

L'ensemble des mécanismes décrits ci-dessus vont tendre à rétablir la 'stabilité' de la communauté après une perturbation. La relation de cause à effet (perturbation/récupération) n'est pas clairement établie car elle dépend de la magnitude spatiale et temporelle du stress induit (Grimm et al., 1992) qui ne peut être estimé à priori (on peut estimer le degré de la perturbation, mais pas le stress car il est inhérent à la communauté impactée). Ainsi, la description de la dynamique temporelle et spatiale des aspects structurels et fonctionnels propres à la communauté des sédiments grossiers va permettre de définir quels seront les niveaux de réponses face à un stress environnemental, pour chacune des propriétés de la stabilité de l'écosystème. Une synthèse sur les voies de régulation et sur les observations propres à la communauté des sédiments grossiers du PER Manche Orientale est ainsi proposée dans le paragraphe suivant.

III.3.1.2 Constance et persistance

Avoir un point de vue quantitatif du comportement d'un système écologique est essentiel. Celui-ci peut présenter une dynamique de stabilité en condition naturelle : le système évolue de façon régulière, à l'intérieur d'un certain intervalle de variation (constance). Cependant, passé un seuil, l'accroissement minime d'une variable peut entraîner un bouleversement du système (Binet, 1997). Ainsi, si le système est confronté à des changements externes inattendus, la constance de son comportement ne sera pas conservée. Cependant, si le système demeure en place, on parle alors de persistance du système (Holling, 1973). Ces deux paramètres que sont la constance et la persistance renvoient tous deux au même concept d'équilibre du système mais qui ne se mettent pas en place aux mêmes échelles de temps et qui n'induisent pas les mêmes mécanismes de régulation. La constance correspond à la variabilité naturelle du système liée à la variabilité des paramètres environnementaux, tandis que la persistance est un paramètre intrinsèque aux communautés, où vont intervenir les mécanismes de résistance et de résilience dans le cas de perturbations externes dites 'inattendues'. La constance d'une communauté se mesure à l'échelle de temps des variations des paramètres environnementaux, tandis que la persistance se mesure à l'échelle des générations humaines, où l'on observe si les communautés sont toujours en place au cours du temps.

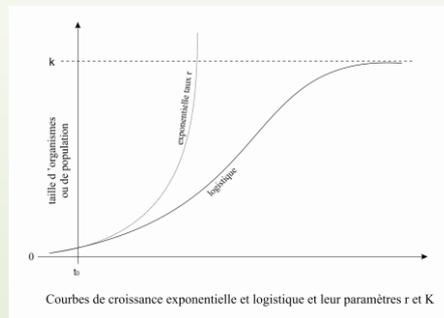
III.3.1.3 Résistance et résilience

Résistance et résilience sont des mécanismes fortement corrélés dans le maintien de la stabilité d'une communauté face aux stress environnementaux (persistance). Il y a un compromis entre les deux. Face à une perturbation, la communauté peut résister, en fonction des limites de tolérance aux facteurs environnementaux des espèces qui la composent (concept de niche écologique ; voir Hutchinson, 1941). En revanche une communauté qui a une faible résistance montre des fortes variations de ses effectifs et sa structure générale peut s'effondrer suite à une perturbation. Les communautés fortement résilientes vont avoir la capacité de se reformer plus ou moins rapidement. Si ce n'est pas le cas, la communauté va évoluer vers une autre trajectoire, c'est-à-dire une structure et une dynamique différentes de celle d'origine (avant la perturbation), avec des fonctions potentiellement différentes qui peuvent avoir un impact sur l'ensemble de l'écosystème. Les capacités de résistance et de résilience d'une communauté vont dépendre de différentes voies de régulation.

Encart C :

Concept de stratégie démographique

Au sein de son environnement, une espèce est confrontée à une série de pressions abiotiques (conditions du milieu ambiant où elle vit), trophiques (disponibilité des ressources, prédation) ou biologiques (interaction avec d'autres espèces) et sa survie va dépendre d'une part des possibilités de colonisation de l'espèce (diffusion ou migration) et d'autre part de leur stratégie démographique (stratégie de renouvellement des générations) (Frontier et al., 2008). Les espèces vont se ranger le long d'un gradient allant de stratégie-r à stratégie-K (Mac Arthur et Wilson, 1967 ; Pianka, 1970 ; Newell et al. 1998).



La stratégie-r :

Elle caractérise les espèces s'imposant dans l'écosystème par leur grande vitesse de multiplication (coefficient d'accroissement exponentiel r).

Caractéristiques : population en expansion ; forte compétitivité ; mortalité juvénile importante ; densité fluctuante ; opportunistes ; espèces robustes, tolérantes et peu spécialisées ; souvent elles modifient rapidement le milieu.

La stratégie-K :

Le critère de sélection est la stabilisation de la biomasse (ou de l'effectif) à leur valeur maximale notée K.

Caractéristiques : densité stationnaire ; faible compétitivité mutuelle ; faible mortalité juvénile ; densité stable des populations ; elles s'installent après une phase de colonisation des opportunistes ; espèces spécialisées et peu tolérantes.

Les mécanismes de résistance et de résilience d'une communauté sont fortement associés au phénomène de succession écologique qui décrit le processus d'évolution naturelle

d'une communauté depuis un état 'juvénile' ou 'pionnier' vers un état 'mature' (voir : Clements, 1916 ; Newell et al., 1999 ; Frontier et al., 2008) et aux stratégies démographiques des espèces qui la composent (Encart C) (Bolam et Rees, 2003 ; Grimm et al., 1992). Une perturbation correspond à un changement soudain de la disponibilité du substrat, de l'environnement physique ou de l'apport des ressources alimentaires (Pickett et White, 1985 ; Hall, 1994). Ainsi une communauté pionnière apparaît suite à une mise à disposition d'un espace ou d'une ressource qu'elle colonise rapidement (populations à stratégie démographique r). Si la perturbation cesse, la communauté va évoluer vers l'état mature, et de manière simplifiée, le milieu physique se modifie et de nouvelles niches apparaissent, la communauté se diversifie et la biomasse des organismes va croître. Les populations présentent alors des stratégies démographiques de type K. La synthèse de Bolam et Rees (2003) suggère qu'une communauté benthique pionnière avec des populations à stratégie-r va avoir une forte résilience comparée aux populations à stratégie-K d'une communauté dite 'mature' qui sera plus lente à répondre à la perturbation. En revanche, une communauté dans un état de succession plus avancée montre une plus forte résistance face à une perturbation (Pimm, 1984 ; Diaz et Cabido , 2001).

Une seconde voie de régulation est liée à la diversité spécifique et fonctionnelle. Diaz et Cabido (2001) expliquent l'influence de la diversité sur les mécanismes de régulation par deux concepts essentiels :

- (i) La redondance fonctionnelle : « deux espèces ou plus sont considérées comme redondantes par rapport à un processus de l'écosystème quand la disparition d'une ou plus de ces espèces n'affecte pas les processus de l'écosystème de manière significative, car les espèces restantes compensent (l'espèce disparue représentait une information redondante) »
- (ii) L'assurance fonctionnelle : « une plus grande richesse fonctionnelle augmente la probabilité de présence des fonctions les moins courantes, permettant ainsi à un minimum d'espèces de pouvoir répondre de manière adaptée aux conditions variables et aux perturbations de l'environnement ».

La relation entre perte d'espèces et perte de fonctionnalité n'est pas clairement établie, ni même les effets sur les propriétés de la stabilité de la communauté (Mouillot et al., 2007 ; Ives et Carpenter., 2007). De plus, il n'est pas évident que la relation soit linéaire car certaines espèces dites 'clefs' ont un rôle plus important dans les écosystèmes (Diaz et Cabido, 2001), comme par exemple les espèces ayant une méthode d'alimentation correspondant au 'chemin

trophique préférentiel', c'est-à-dire celui par lequel la plus grande quantité d'énergie va traverser le réseau trophique (Garcia, 2010). Cependant l'expérience ou la modélisation ont confirmé en plusieurs occasions que la dynamique entre diversité et stabilité existe réellement (Ives et Carpenter., 2007). En relation avec les deux concepts définis précédemment, Petchey et Gaston (2006) ainsi que Tilman (1996) montrent d'un côté, que la redondance fonctionnelle va avoir un rôle 'tampon' lors de la perte d'espèces et donc favoriser la résistance de la communauté face à une perturbation. En effet, plus il y a d'espèces fonctionnellement similaires dans une communauté, plus la probabilité sera grande qu'au moins certaines survivront aux changements de l'environnement et maintiendront les propriétés de l'écosystème. D'un autre côté, la théorie de l'assurance (Yachi et Loreau, 1999) met en avant que la diversité spécifique est un facteur de résilience, car elle permet à la communauté d'adapter ses fonctions à de nouvelles ressources (Hewitt et al., 2008 ; Thrush et al., 2008).

Le dernier facteur qui favorise la résilience d'une communauté est la capacité des autres communautés environnantes, si elles sont similaires et qu'elles n'ont pas été perturbées, à fournir des adultes et des larves prêtes à être recrutées (Bolam et Rees, 2003). Pour cela, il est intéressant d'étudier à la fois les traits biologiques associés à la mobilité des adultes, ainsi que les caractéristiques des larves des différentes espèces de la zone. Il est également intéressant de connaître le groupe écologique auquel appartiennent les différentes populations des communautés environnantes, car la présence d'espèces opportunistes, qui sont les espèces pionnières lors de la recolonisation, ont un rôle important dans les premiers stades de l'évolution de la communauté après une perturbation. Cette voie de réponse à une perturbation va être essentiellement abordée dans le Chapitre IV sur la typologie des habitats benthiques du bassin oriental de la Manche. La distribution des différentes communautés de sédiments grossiers va être étudiée afin de donner un aperçu de l'importance de la zone du PER dans cette région marine, et donc de la présence de colonisateurs potentiels.

III.3.2 Synthèse : cas de la communauté benthique du PER

Les quatre mécanismes présentés ci dessus permettent de conserver au mieux la dynamique de stabilité de la communauté par ces différentes voies de régulation. Celles-ci peuvent être évaluées à partir des différentes caractéristiques structurelles et fonctionnelles de la communauté qui ont été examinées au mieux dans le Chapitre II et dans ce Chapitre III à partir des données disponibles et de la bibliographie. Dans ce dernier paragraphe, les théories

sur les mécanismes de réponse des communautés face aux perturbations du milieu sont mises en application à partir de l'ensemble des données obtenues lors du suivi benthique du PER Manche Orientale ainsi que des connaissances sur les communautés benthiques des sédiments grossiers. Les différentes stratégies d'études et les réponses attendues du benthos face à la perturbation pour chacun des mécanismes de régulation de la stabilité sont détaillées dans le tableau III.4.

Tableau III.4 : Récapitulatif des stratégies d'études et du degré de réponse attendue face à une perturbation pour la communauté du PER Manche Orientale en fonction des différentes propriétés de la stabilité (entre parenthèses sont indiquées les stratégies d'études qui n'ont pas été réalisées dans le cadre de cette étude mais dont l'information est disponible dans la bibliographie).

Propriétés	PERSISTANCE	CONSTANCE	RESISTANCE	RESILIENCE
Stratégie d'étude	(Campagnes scientifiques descriptives à une grande échelle de temps de plusieurs dizaines d'années)	Suivi de la variabilité naturelle de la communauté	Indices biotiques Analyse des traits biologiques Production et P/B (Modèle de réseaux trophiques)	Richesse spécifique Analyse des traits biologiques Typologie des habitats
Réponse attendue	FORTE	FORTE	FORTE	INTERMEDIAIRE

III.3.2.1 Constance et persistance

La communauté benthique du PER présente une constance très forte comme il a été présenté précédemment (publication : § II.2.3). L'environnement impose de fortes pressions sur les organismes présents mais ces perturbations naturelles ont une valeur adaptative et conditionnent ainsi la persistance globale (Connell, 1978 ; Dauvin, 1993 ; Frontier et al., 2008).

La communauté des sédiments grossiers du PER Manche orientale a été décrite dans les années 1970 (Cabioc'h et Glaçon, 1977, 1978; Cabioc'h et al., 1978) sous le dénominateur de « faciès d'appauvrissement de la communauté des cailloutis à épibiose sessile » (cf. § I.2 pour la description). Cette communauté est largement représentée dans le bassin oriental de la Manche. Une étude réalisée 30 ans plus tard a montré que cette communauté était toujours

présente à l'échelle de cette région (Foveau, 2009). Ceci est lié aux conditions environnementales qui structurent la distribution des espèces à l'échelle de l'ensemble du Bassin oriental de la Manche, c'est-à-dire l'hydrodynamisme et la composition sédimentaire qui en découlent (Dewarumez et Davoult, 1997) et qui sont des facteurs environnementaux pérennes dans le temps. La communauté du PER Manche Orientale présente donc une persistance très forte.

III.3.2.2 Résistance et résilience

L'étude préliminaire sur la structure générale de la communauté présente le site PER comme ayant une forte diversité spécifique et des biomasses importantes localement. De plus, les courbes de dominances cumulées montrent que les différentes espèces ont une contribution équivalente à l'abondance globale, ce qui confère à cette zone un état général 'stable' du milieu environnant (§ II.2.2.1). Ces caractéristiques peuvent être interprétées comme un signe de grande maturité de la communauté et suggérer qu'elle disposerait d'une forte capacité de résistance et une faible capacité de résilience car il semble que les espèces soient plutôt de stratégie-K (encart C). Cependant l'étude plus approfondie des caractéristiques fonctionnelles de la communauté modère ces premières conclusions.

- Succession écologique et stratégies démographiques

Les indicateurs tels que l'AMBI et l'ITI montrent que la communauté est à l'équilibre dans un état de succession transitoire en condition de perturbation modérée. En effet, l'analyse des traits biologiques montre que les groupes écologiques dominants sont des espèces des groupes 2 (dites 'indifférentes') et 3 (dites 'espèces tolérantes'), elles ne sont pas caractéristiques d'un déséquilibre du milieu et elles tendent à se maintenir en condition de perturbation, ce qui est un attribut de résistance. Pour ce qui est des fonctions trophiques, il n'y a de dominance ni des suspensivores ni des détritivores de subsurface. De plus, il y a une proportion importante d'omnivores, qui sont des organismes peu spécialisés dans la manière de s'alimenter (généralistes). Ainsi, il n'y a pas de signe d'une grande maturité de la communauté au sens de Word (1979). Binet (1997) explique que les tempêtes hivernales, comme le signal saisonnier, freinent la maturité des communautés benthiques. Il est possible que les conditions hydrodynamiques fortes qui imposent une certaine constance au système

soient également un frein à la maturation des communautés du fait de la forte pression environnementale ainsi exercée en permanence.

Les calculs de productivité (P/B) de la communauté benthique ont montré des valeurs faibles qui sont communément interprétées comme étant le signe d'un niveau de succession élevée (Cusson et Bourget, 2005 ; Bolam et Rees, 2010). L'énergie assimilée par la communauté va servir à la croissance des individus avant leur reproduction. En effet, parmi les organismes les plus abondants se trouvent les échinodermes et les mollusques, dont les biomasses peuvent être importantes et représenter des populations d'organismes plutôt de stratégie-K. Cependant, l'étude du fonctionnement des communautés benthiques du bassin oriental de la Manche à travers la description des réseaux trophiques réalisée par Garcia (2010) donne un point de vue élargi sur l'ensemble de l'écosystème et explique différemment ces résultats. Il existe en effet plusieurs indices développés en écologie théorique permettant d'analyser les flux de matière et d'énergie et de caractériser les modèles à l'équilibre (Efficacité Nette ; Niveau Trophique ; Indice d'Omnivorie ; Indice de Connectance...). La Manche, dans son ensemble, est un système où les flux détritiques sont très importants (internes et externes au système). Le bassin oriental reçoit beaucoup de matière mais en exporte également une grande partie, donc il y a une faible efficacité d'utilisation de la matière sur place par les compartiments trophiques. Garcia (2010) indique que cela correspond à un état d'organisation d'un écosystème relativement immature. Par conséquent, la communauté benthique du PER va ainsi utiliser une faible partie de l'énergie totale disponible à travers le réseau trophique pour faire croître sa biomasse, il y a des ressources en plus grande quantité mais que la communauté ne peut pas exploiter à son niveau de développement. Pour conclure sur ce concept, la notion d'espèces de grande taille développée avant peut être également nuancée en relation avec des nouvelles interprétations à partir de l'analyse des traits biologiques. En effet, la majorité des organismes est de taille petite ou moyenne (60 à 70 %) et un tiers est réellement de grande taille. De plus, il y a environ 45 % des organismes dont les durées de vie sont moyennes (3-6 ans) à longues (> 10 ans). Ainsi au niveau de sa production, la communauté reste peu mature mais la qualité des organismes à avoir une forte productivité leur confère une capacité de résistance aux perturbations car ils investissent une part importante de l'énergie dans la croissance de leur biomasse.

- Diversité fonctionnelle

La mesure de diversité fonctionnelle à l'aide de l'indice d'entropie quadratique de Rao (FD_Q) a montré que les traits biologiques de la communauté du PER, sélectionnés pour refléter les capacités de réponse aux perturbations, ont une diversité d'attributs bien représentés dans la communauté et sont fortement codominants. Il est visible en effet sur les histogrammes présentant la répartition des attributs des différents traits fonctionnels chez les organismes benthiques (Fig. II.29 et II.30) que toutes les modalités sont présentes (à au moins 5 %). Il n'y a pas d'attribut nettement dominant par rapport aux autres pour un trait donné (excepté pour le trait 'type larvaire' et 'groupe trophique' en zone A). Ceci soutient l'hypothèse de redondance fonctionnelle développée précédemment, qui est une forme de résistance des communautés aux perturbations.

Les courbes aires-espèces montrent que la communauté benthique du PER a une richesse spécifique élevée, et que la proportion des abondances des espèces est régulière dans la communauté. Cette information est confirmée par le calcul de l'indice de Shannon et l'indice de Pielou. Il y a donc une richesse spécifique et une richesse fonctionnelle en lieu et place de la zone du PER Manche Orientale, ce qui soutient cette fois l'hypothèse de l'assurance fonctionnelle (rappel : « une plus grande richesse fonctionnelle augmente la probabilité de présence des fonctions les moins courantes, permettant ainsi à un minimum d'espèces de pouvoir répondre de manière adaptée aux conditions variables et aux perturbations de l'environnement »). La communauté peut ainsi être résiliente dans le cas d'une perturbation entraînant une perte d'espèces.

- Espèces rares

Les espèces rares (présentes dans un ou deux sites) représentent 28 % des espèces, soit un peu plus d'un quart des espèces. Il est reconnu que les espèces rares sont plus nombreuses dans les milieux de sédiments grossiers avec des cailloutis car le milieu est plus hétérogène (Thrush et al., 2001 ; Hewitt et al., 2008). Ellingsen et al., (2007) ont montré que ces espèces rares sont le plus souvent des organismes spécialistes par rapport à l'utilisation des ressources pour un habitat donné. Ce sont également des espèces peu tolérantes à une variété de conditions environnementales et cela expliquerait leur rareté à un site donné. Ainsi, il y a une possibilité qu'un changement des conditions environnementales (hydrodynamiques,

sédimentaires,...) puisse faire passer ces espèces de rares à abondantes (et vice versa pour des espèces spécialistes qui seraient abondantes dans les conditions de départ). Ellingsen et al. (2007) suggèrent ainsi que les espèces rares peuvent avoir un rôle dans la résilience des communautés benthiques.

- Capacité de recolonisation

La recolonisation d'un site peut avoir lieu par l'intermédiaire de trois processus principaux : les migrations des adultes (mobilité), le recrutement et la dérive de certaines espèces par les courants (Lewis et al., 2002).

L'analyse des traits biologiques et plus particulièrement des traits d'histoire de vie donne des indications sur la mobilité des adultes et sur les capacités de dispersion des larves. Ainsi, la majorité des organismes est de type creuseur, sessile et rampeur, ce qui n'est pas un bon indicateur des capacités de dispersion des adultes pour aller éventuellement recoloniser un site. Par ailleurs, Thorson (1946) a classé les invertébrés benthiques selon trois types de développement larvaire : (i) direct, c'est-à-dire sans phase larvaire pélagique ; (ii) lécithotrophique, c'est-à-dire capable de subsister avec ses propres réserves et (iii) planctotrophique, ce sont les larves se nourrissant dans la colonne d'eau et ayant une activité prédatrice. Cette information, associée aux durées de vie larvaire qui peuvent être de moins d'un jour à plusieurs semaines donne une bonne idée des capacités de recolonisation par le recrutement larvaire. Ainsi les organismes sans développement larvaire (direct) auront peu de chance d'être transportés pour aller recoloniser d'autres sites, tandis que des organismes dont les larves sont lécithotrophiques ou planctotrophiques vont avoir plus de probabilité d'être transporté vers des zones à coloniser. Ceci d'autant plus que leur durée de vie larvaire est longue. Seuls 15 à 20 % des organismes de la communauté benthique du PER ont un développement direct, et plus de 50 % produisent des larves de type planctotrophiques. Les durées de vie des larves sont courtes (quelques jours) à moyennes (quelques semaines). Il est donc clair que la communauté du PER possède des capacités de recolonisation par le recrutement à partir du moment où il y a des populations adultes en capacité de se reproduire dans les alentours du site, dans les zones qui ne seront pas perturbées.

Une partie de la faune ayant une forte capacité natatoire est sous-échantillonnée à la benne Hamon : les organismes suprabenthiques. En effet, cette catégorie faunistique a été étudiée sur le site du PER Manche Orientale et les résultats montrent que quelques espèces

(mais pouvant présenter de fortes abondances) faisant principalement partie de l'ordre des Amphipodes sont présentes dans la couche limite de fond (Dauvin et al., 2011). Ces espèces présentent des capacités de migration nyctémérale dans la colonne d'eau ce qui favorise leur dispersion. En effet, la zone du PER Manche Orientale présentant de forts courants de marée, l'hydrodynamisme peut avoir un rôle important dans le transport de certaines espèces vivant dans la couche limite de fond et donc dans la recolonisation potentielle des zones exploitées (Dauvin et al., 2000, 2011). Les espèces de l'endofaune (environ 50 % de la faune dénombrable) ont moins de chance d'être transportées par les courants, mais elles ont potentiellement plus de capacité de résistance. Lewis et al. (2002) considèrent que ces espèces ont plus de chances de survivre si elles se retrouvent enterrées suite à un remaniement sédimentaire dû à une perturbation telle que l'extraction des granulats du fait que c'est dans leur nature de vivre sous le sédiment. Mais cela dépend bien sûr du temps et du niveau sous lequel elles sont enterrées.

La recolonisation par le transport larvaire et la dérive des organismes vivant dans la couche limite de fond sont des voies de résilience de la communauté benthique du PER Manche oriental. Cependant il n'a pas été observé de recrutement important sur la zone, et l'étude des groupes écologiques montre qu'il y a peu d'opportunistes dans la communauté.

III.3.2.3 Conclusions

Le tableau III.4 résume les réponses estimées des communautés benthiques face à une perturbation. D'un côté, le degré de maturité et la redondance des attributs fonctionnels de la communauté benthique montrent que les organismes peuvent être résistants face à une perturbation du milieu. D'un autre côté, la diversité spécifique et fonctionnelle ainsi que le potentiel de dispersion des larves confèrent certaines capacités de résilience à la communauté. La communauté n'est pas à un état de succession très mature car elle reste influencée par des stress environnementaux mais qui ont un caractère pérenne et qui entraînent une pression d'adaptation sur la communauté, induisant par ailleurs sa constance et sa persistance. Ainsi les propriétés de la stabilité de l'écosystème seraient un mélange d'espèces à la fois généralistes et spécialistes, entre complexité et redondance, comme le suggère Dannheim (2007) dans son étude sur les réponses de la macrofaune benthique aux perturbations du milieu liées à la pêche.

Certains aspects de la recolonisation n'ont pas été abordés dans ce chapitre. Tout d'abord il y a l'aspect du recrutement : la macrofaune benthique considérée correspond aux

organismes qui ont été retenus sur une maille de tamis supérieur à 2 mm, il est donc possible que les plus petits organismes qui auraient été recrutés pendant l'été et qui pourraient avoir un rôle dans les premiers stades de recolonisation (des espèces opportunistes, voir Dauvin, 1988a) n'aient pas été échantillonnés. Même s'ils n'ont pas été identifiés, une observation rapide des échantillons a montré qu'il n'y avait pas d'augmentation d'abondance singulière suggérant des recrutements massifs très favorables à une forte résilience de la communauté comme il peut être observé par exemple en Baie de Seine pour les espèces *Magelona johnstoni*, *Ampharete baltica* ou *Phaxas pellucidus* (Marmin, 2010) ou au sud des côtes anglaises par *Sabellaria spinulosa* (Cooper et al., 2007a). De même, dans les quelques échantillons analysés de 1 mm, on observe environ 150 ind.m⁻² supplémentaires dans la période post recrutement, et uniquement des espèces déjà recensées lors de l'étude du 2 mm (Dauvin, données non publiées). C'est loin de prédire des capacités de recrutements massifs. Les échantillons sont toutefois conservés et feront l'objet d'une étude ultérieure, non traitée dans cette thèse. Ensuite, il est essentiel d'étudier les 'alentours' de la zone du PER pour étudier l'importance spatiale de la communauté benthique dans le bassin oriental de la Manche. L'hydrodynamisme a un rôle fondamental dans la structuration des communautés dans le bassin oriental de la Manche. Il détermine les séquences sédimentaires qui sont le substrat de la faune benthique, dans son rôle de transport de matière organique (rôle trophique) mais également dans le transport larvaire. Des populations séparées géographiquement sont connectées entre elles génétiquement à travers le flux larvaire, c'est le principe de métapopulation (Ellien et al., 2004 ; Lefebvre et al., 2003). La connectivité entre les populations de deux communautés du même type sédimentaire dans le bassin oriental de la Manche a été bien documentée pour l'espèce *Ophiothrix fragilis* pour laquelle il a été démontré par exemple, un flux larvaire bidirectionnel très important entre les populations de la Manche centrale et de la Baie de Seine (Lefebvre et al., 2003). Le chapitre suivant sera dédié à l'étude de la diversité des communautés benthiques des sédiments grossiers du bassin oriental de la Manche par l'étude de la typologie des habitats avec la perspective de replacer la zone PER Manche Orientale dans la distribution biogéographique générale de cette région marine.

CHAPITRE IV

*« La typologie EUNIS des habitats benthiques :
caractéristiques de la zone du Permis Exclusif
de Recherche Manche Orientale
dans le bassin oriental de la Manche »*

Dans l'ouvrage « l'espace Manche : un monde en Europe », la Manche est définie comme 'une mer très occupée' (Buléon et Shurmer-Smith, 2008). C'est en effet une des mers les plus fréquentées du globe où circulent de manière incessante les navires de fret, de pêche ou de plaisance. Cet espace marin est aussi riche de ressources : il y a les ressources naturelles vivantes (poissons, benthos, nourriceries, ...), non vivantes (minérales : granulats, sables) ou patrimoniales (nature, paysages) (Carpentier et al., 2005). Ces ressources sont exploitées au travers d'une large gamme d'activités économiques telles que la pêche, les extractions de granulats ou le tourisme. Celles-ci sont parfois antagonistes et il y a donc besoin de gérer à plus large échelle d'une part pour anticiper les impacts potentiels de l'exploitation d'une ressource par rapport à une autre et d'autre part pour en favoriser l'aspect durable, particulièrement pour les ressources vivantes. Il est difficile d'interrompre le développement économique au motif de vouloir conserver l'environnement dans son état d'origine donc la gestion devient un compromis entre la protection des écosystèmes et l'utilisation des ressources.

Les connaissances des distributions spatiales des ressources sont issues de la recherche scientifique par les travaux descriptifs sur l'évaluation des stocks (biologiques et minéraux) ou les assemblages d'espèces. Que ce soit les communautés benthiques, les peuplements ichtyologiques, les zones de frayères ou les nourriceries, tous ces aspects des écosystèmes marins vont avoir une distribution spatiale à un moment donné. Il en est de même pour les activités humaines en mer. Par conséquent, la compréhension de la complexité des écosystèmes marins s'appréhende par la description de la répartition spatiale de ces différentes zones naturelles et activités anthropiques à travers l'espace Manche. Les outils tels que les géostatistiques, les systèmes d'informations géographiques (SIG) ou la modélisation ont permis d'améliorer les connaissances à ce sujet et de les diffuser sous forme cartographique (Martin et al., 2009). Ces méthodes vont permettre d'assister la mise en place d'une gestion raisonnée des ressources, par une approche écosystémique, en mettant à la disposition des aménageurs les informations environnementales indispensables à la planification des activités économiques (ICES, 2005).

Concernant les fonds marins, de nombreux travaux ont été effectués pour décrire et expliquer la distribution des sédiments et des organismes benthiques. De grandes avancées ont été faites ces dernières décennies avec la standardisation de la définition de l'habitat benthique (James et al., 2011 ; Olenin et Ducrotoy, 2006 ; Dauvin et al., 2008a ; 2008b), définition donnée plus loin (voir § IV.1.2.1). De nombreuses équipes de recherche à travers le

monde se sont d'ailleurs appliquées à développer des typologies d'habitats. Il existe l'IMCRA (1998) en Australie (Interim Marine and Coastal Regionalisation for Australia) ; la Classification des Habitats pour la Grande Bretagne et l'Irlande au Royaume Uni (Connor et al., 2004) ; en France, les Cahiers d'Habitats (Bensettiti et al., 2004) et les ZNIEFF (Zones Nationales d'Intérêt Ecologique Floristiques et Faunistiques) (Dauvin et al., 1993) ; le CMECS aux Etats Unis (Coastal and Marine Ecological Classification Standard) (Madden et al., 2005) et EUNIS en Europe (EUropean Nature Information System) (Davies et al., 2004). La typologie des habitats marins EUNIS est le seul système de classification des habitats marins couvrant toutes les eaux européennes et ayant pour vocation de devenir la référence en Europe. Cette classification a été développée pour répondre à la mise en œuvre de la « Directive Habitat » de l'Union Européenne. L'objectif du système EUNIS est d'avoir un système commun accepté pour définir l'ensemble des habitats et les nommer, sur l'ensemble des territoires de l'Union Européenne.

L'habitat est le cadre d'étude adapté pour la recherche et l'expertise environnementale (Lozach, 2008). Les travaux présentés dans ce chapitre ont été réalisés dans le cadre de la participation des laboratoires UMR LOG de Wimereux (USTL) et UMR M2C de Caen (UCBN) au programme européen de recherche CHARM III (INTERREG VIa). Une action spécifique de ce programme était dédiée à l'amélioration de la typologie EUNIS dans le bassin oriental de la Manche. Tout d'abord seront décrits les objectifs du programme, la typologie des habitats EUNIS et les sources de données disponibles. Ensuite seront présentés les premiers résultats de l'étude et la contribution dans l'amélioration de la typologie pour les sédiments de type graviers grossiers. Enfin, sera présentée l'importance de la communauté benthique du site du PER par rapport aux communautés présentes dans le bassin oriental de la Manche.

IV.1 Contexte scientifique

IV.1.1 Programme Européen CHARM 3

Le projet CHARM (Atlas des HABitats et des Ressources Marines de la Manche orientale/Approche intégrée pour la gestion des ressources marines en Manche) est en place depuis 2003 et a été développé pour améliorer les connaissances sur les écosystèmes en Manche de manière à fournir aux instances décisionnelles la connaissance permettant d'améliorer la gestion des ressources marines et leur exploitation. C'est un projet scientifique multidisciplinaire et transfrontalier (France/Grande Bretagne) qui répond aux demandes de la nouvelle Stratégie Marine Européenne. Il a été sélectionné dans le cadre du programme INTERREG IVa. Il est co-financé par l'Union Européenne (Fonds Européens de Développement Régional), la Région Haute-Normandie et le « Government Office of the South-East », et les partenaires qui apportent 50 % des fonds financiers.

Le projet s'est déroulé en trois phases : CHARM I, CHARM II, CHARM III. Deux sont aujourd'hui terminées et la troisième et dernière est en cours. L'encart D est un résumé des principaux objectifs du projet, accompagné d'une carte indiquant les régions géographiques concernées. Il y a eu un rapport produit à la fin de chacune des phases (Carpentier et al., 2005, 2009). CHARM III, qui est en cours jusqu'en septembre 2012, est dans la continuation problématique des deux phases précédentes mais avec un territoire de plus en plus vaste du détroit du Pas-de-Calais à l'ensemble de la Manche, avec une augmentation du nombre de partenaires scientifiques et le développement d'objectifs suivant trois thèmes principaux et couvrant 17 actions (www.charm-project.org) :

Collection et standardisation de l'information (Actions 1 à 7)

Intégration de l'information (Actions 8 à 12)

Diffusion de l'information (Actions 13 à 17).

L'action 5 concerne la classification des habitats marins et vise à produire une typologie des principaux habitats rencontrés dans la Manche en utilisant la classification EUNIS en prenant en compte les structures océanographiques, sédimentaires, macrobenthiques et ichtyologiques. Dans cette action, cinq des partenaires ont en charge le traitement des données concernant la macrofaune benthique : les laboratoires océanographiques du LOG de Wimereux (France), du CEFAS de Lowestoft (Grande-Bretagne), le laboratoire IFREMER de Dinard (France), l'Université de Plymouth (Grande Bretagne) et le M2C de Caen (France). La nécessité de mettre en commun les jeux de données benthiques disponibles pour le bassin

oriental de la Manche a été mise en avant (cf. BdDB, encart D) suite à différentes réunions d'avancement du projet lors des visites des participants soit en France, soit en Grande-Bretagne. Outre les données historiques, les données réalisées lors des campagnes BEMACE seront ajoutées (cf. Chapitre II) et les données des campagnes VIDEOCHARM (cf. § VI.2) dans les sédiments grossiers du centre de la Manche, une région où il n'a jamais été réalisé de prélèvements quantitatifs auparavant. Une partie de ces jeux de données seront intégrées à l'étude sur la typologie des habitats benthiques. Une série de vidéos du fond à l'aide d'un ROV Seabotix LBV250L² a également été réalisée. Cela apporte un nouveau point de vue aux travaux sur la typologie des habitats benthiques.

Encart D :

Présentation du projet Européen INTERREG CHARM

CHARM phase I (2004-2006)

Emprise spatiale du projet :



6 partenaires (2 GB, 4 FR)

Objectifs :

Description physique et biologique de la zone à partir des données existantes

BdDB : RCP Manche (H)
MODIOLE (NC)

Production d'un Atlas



CHARM phase II (2006-2008)

Emprise spatiale du projet :



10 partenaires (3 GB, 7 FR)

Objectifs :

- Etendre l'analyse aux nouvelles ressources disponibles
- Carte de modélisation d'habitat potentiel des espèces
- Travaux sur les aspect législatif de la gestion des ressources

BdDB : BENTHOSEINE (H)
Copale-Authie (H)
MABEMONO (NC)

Production d'un Atlas papier + un Atlas interactif



CHARM phase III (2009-2012)

Emprise spatiale du projet :



23 partenaires (11 GB, 12 FR)

Objectifs :

- Approche écosystémique (Habitats, Spatial Planning, ...)
- Fonctionnement des habitats (réseaux trophiques, espèces ingénieurs, ...)
- Expertises : économique, changement climatique, ...

BdDB : VIDEOCHARM (NC)
CEFAS (H)

Création d'un site Web



Nota : CHARM = CChannel Habitat Atlas for Marine Resources Management/CHannel integrated Approach for marine Resource Management ; GB = Grande Bretagne; FR = France; BdDB = base de données benthiques ; H = Historique; NC = Nouvelle campagne

IV.1.2 Habitats benthiques

IV.1.2.1 Définition

La distribution géographique d'une espèce est gouvernée par ses besoins écologiques et sa tolérance aux variables physiques de l'environnement. Ainsi, il est souvent observé qu'un ensemble d'espèces est présent en même temps dans une même zone géographique, en raison de leurs préférences pour des conditions environnementales semblables (Boyd et al., 2006a; Projet MESH, 2008). Plus précisément, c'est une aire géographique déterminée, caractérisée par un ensemble de facteurs abiotiques (tels que la profondeur, les courants, la topographie du fond, le type sédimentaire, la qualité des eaux, la turbidité...) et de facteurs biotiques (interactions inter- et intra- spécifiques) qui sont nécessaires à l'établissement de communautés macrobenthiques associées (Davies et al., 2004 ; Carpentier et al., 2005 ; Madden et al., 2005 ; Hiscock et al., 2006 ; Derous et al., 2007 ; Projet MESH, 2008). Le terme 'habitat' rencontré dans la bibliographie anglo-saxonne est équivalent du terme 'biotope' rencontré dans la bibliographie française (Hiscock et Connor, 1991; Bensettiti et al., 2004; Olenin et Ducrotoy, 2006; Derous et al., 2007).

Dans de nombreux cas, les habitats n'ont pas de frontière nette entre eux, il y a seulement des changements graduels plus ou moins brutaux des caractéristiques du milieu de l'un à l'autre (Projet MESH, 2008). Ils sont d'une taille variable qu'il n'est pas possible de prévoir et ils peuvent être définis aussi finement ou aussi grossièrement que les données le permettent. Il faut donc, pour les appréhender, analyser des données géospatiales des caractéristiques du fond et ceci à plusieurs échelles spatiales. Il y a pour cela de nombreux outils qui produisent des données à différents niveaux de détail, que ce soit sur le recouvrement spatial ou la précision de l'information. Il est reconnu dans de nombreux travaux que l'identification des habitats implique des compétences dans différents domaines scientifiques (géologie, biologie, chimie) (Brown et al., 2005 ; Carpentier et al., 2005 ; Projet MESH, 2008).

IV.1.2.2 Typologie et classification

La levée de données dans le milieu naturel à l'aide de paramètres environnementaux précis (e.g. hauteur des marées, mobilité du sédiment, profondeur, espèces présentes...) a permis d'associer des environnements présentant des similitudes à des « types d'habitats

benthiques ». Un système structuré, ou typologie, avec des types d'habitats qui se répètent en différents lieux géographiques est ainsi produit. Il est important de préciser qu'une typologie doit être bien organisée pour que les types soient pertinents et pour éviter leur prolifération (Projet MESH, 2008). Dans ce but, il est utile de mettre en place un système de classification qui permet de les identifier grâce à la série de descripteurs définis au départ. Le cadre produit par ce système de classification des habitats permet une reconnaissance indépendante de la personne qui les analyse, ce qui évite certains biais et permet une meilleure représentation de la réalité. Le but étant que sur le terrain, chaque zone identifiée à travers le système de classification puisse être associée à un type d'habitat défini dans la typologie (Connor et al., 1997).

Un des intérêts de mettre au point une typologie est de réduire la complexité du milieu naturel pour le rendre plus compréhensible. Une classification va ainsi être un outil pour standardiser le jargon technique et organiser l'information sur les habitats de manière à enrichir les connaissances sur l'environnement marin (Lund et Wilbur, 2007 ; Projet MESH, 2008). Les systèmes de classification des habitats doivent être déterminés objectivement et avoir une structure intuitive et systématique. Il existe plusieurs systèmes dont les différents niveaux de classification vont dépendre de l'échelle des données récoltées dans la zone d'étude. Ces systèmes de classification sont souvent hiérarchiques, c'est-à-dire que les habitats sont définis globalement et vont être subdivisés en sous-catégories vers des niveaux de résolution dont l'échelle sera de plus en plus fine. Ainsi, à chaque niveau, les types d'habitats se distinguent par l'application de descripteurs qui intègrent les différences définies entre eux (Madden et al., 2005). Les descripteurs écologiques et la résolution spatiale de chaque niveau d'un système de classification doivent être définis dans les objectifs, il en est de même concernant l'étendue spatiale de la zone d'intérêt. Les choix des descripteurs et de la résolution spatiale de la classification vont être en partie arbitraires pour estimer au mieux les limites des habitats (Vanderklift et Ward, 2000). Ils sont malgré tout basés sur des compromis issus de réflexions scientifiques sur les facteurs structurant les communautés biologiques.

IV.1.2.3 Système d'information européen sur la nature (EUNIS)

Le seul système de classification des habitats marins couvrant toutes les eaux européennes fait partie du Système Européen d'Information sur la Nature (EUNIS, European Nature Information System), développé et géré par l'ETC/NTB (European Topic Center for Nature Protection and Biodiversity) pour l'Agence Européenne pour l'environnement (EEA)

et le Réseau d'Observation pour l'Information Environnementale Européenne (EIONET) (Davies et al., 2004). C'est une classification hiérarchique comportant six niveaux (Fig. IV.1). Il y a un rétrécissement d'échelle du niveau 1 au niveau 6. Le document de référence pour identifier les niveaux 1 à 3 est le manuel EUNIS réalisé par Davies et al. (2004), tandis que pour les niveaux 4 à 6, c'est la Classification des Habitats pour la Grande-Bretagne et l'Irlande du JNCC (Joint Nature Conservation Committee) réalisé par Connor et al. (2004) qui est prise en compte. A chaque niveau, correspond un code alphanumérique. Il y a des types de données spécifiques nécessaires à chaque niveau du système de classement pour passer au niveau inférieur, basés globalement sur ces descripteurs :

- N1 l'environnement (marin, terrestre...);
- N2 l'étagement écologique (infralittoral, circalittoral...) et le type de substrat
- N3 la classe granulométrique dominante pour les sédiments meubles (gravier, sable, ...) ou l'hydrodynamisme pour les fonds durs rocheux ;
- N4 salinité / profondeur / groupe taxonomique dominant (uniquement pour les habitats rocheux) / caractéristiques sédimentaires secondaires (pour les habitats sédimentaires) ;
- N5 les assemblages faunistiques avec les espèces dominantes – variations faunistiques majeures ;
- N6 les assemblages faunistiques secondaires – variations faunistiques mineures.

Le schéma de la figure IV.1 montre de manière simplifiée le développement de la classification EUNIS dans le cas de la zone du PER Manche Orientale. La classification peut se lire suivant deux méthodes : *descendante* et *ascendante*. En suivant la classification par la *méthode descendante* ('top-down'), les différents niveaux de la classification se déclinent en différents types d'habitats : type milieu marin (N1), dans les fonds meubles circalittoraux (N2) ; l'analyse granulométrique permet de classer le milieu dans le type des sédiments grossiers sublittoraux (N3), et plus particulièrement dans le type des sédiments grossiers circalittoraux (N4) puis l'analyse faunistique montre que selon les stations l'habitat est de type A5.141 « *Pomatoceros triqueter* avec des balanes et des bryozoaires encroûtés sur des cailloutis instables circalittoraux » ; ou A5.142 « *Mediomastus fragilis*, *Lumbrineris* sp. et des bivalves vénérédés sur des sables grossiers et des graviers circalittoraux » (N5). Certaines stations correspondent même à ces deux habitats, A5.141 décrivant l'épifaune, et A5.142 l'endofaune. Il n'existe pas pour le moment dans la classification de niveau 6 pour des

habitats dont le niveau 4 est « sédiments grossiers circalittoraux ». Il est possible localement d'identifier un habitat de niveau 5 directement quand on possède l'information faunistique. Dans ce cas, il faut suivre la classification par la *méthode ascendante* ('bottom-up'), en déduisant les niveaux les plus hauts.

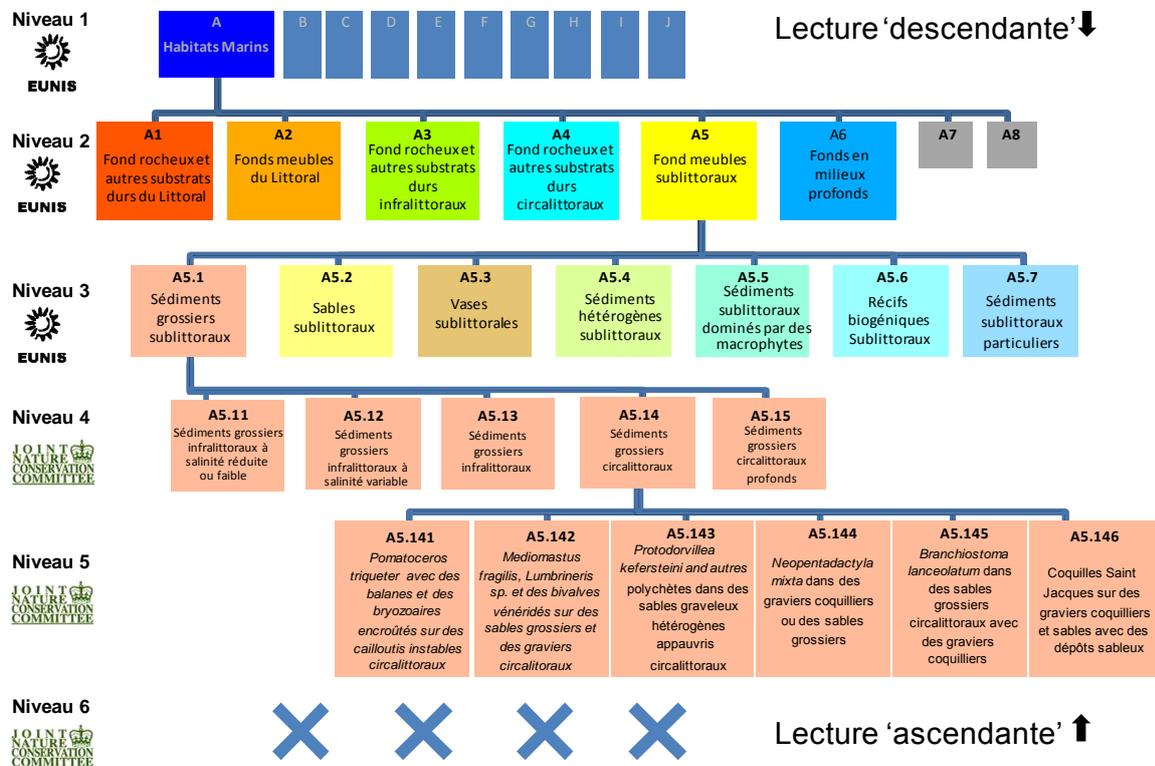


Figure IV.1 : Typologie et classification des habitats benthiques EUNIS (version 2007). Déclinaison des différents niveaux de la hiérarchie des habitats marins benthiques. Le document de référence décrivant chaque type d'habitat est indiqué sur la gauche.

IV.1.3 Objectifs de l'action 5

IV.1.3.1 Evaluation de la classification EUNIS

La typologie est associée à une base de données des types d'habitats accessible librement sur internet (site EUNIS : <http://eunis.eea.europa.eu/>; site JNCC : <http://jncc.defra.gov.uk/page-1584>). La description de chaque habitat y est recensée, pour chaque niveau de classification. Il est également possible d'y envoyer des remarques et améliorations. Malgré l'existence de cet outil numérique, beaucoup de chercheurs travaillant actuellement à classer des données du milieu marin dans le système EUNIS rencontrent un certain nombre de problèmes pour suivre les règles de classification (Pesch et al., 2008 ;

Guillaumont et al., 2009). En effet, EUNIS est en cours d'amélioration, le système est encore 'transitoire' (Davies et al., 2004). Les dernières tentatives de validation de la classification EUNIS à travers des programmes internationaux comme MESH (Mapping European Seabed Habitats) ont permis de mettre en évidence ses limites actuelles (Connor, 2005 ; ICES, 2008 ; Projet MESH, 2008 ; Guillaumont et al., 2009). La typologie EUNIS recense beaucoup de types d'habitats recensés à travers l'Europe mais l'application sur le terrain n'est pas toujours adaptée. En effet, beaucoup d'études appliquent des typologies locales et les traduisent ensuite dans des types EUNIS. D'autres déficiences sont à relever comme l'absence de certains types d'habitats dans la classification ou le manque de corrélation entre les types d'habitats d'un niveau à l'autre. Ces deux aspects seront développés ci-dessous.

Connor (2005) indique dans un document de travail que la typologie EUNIS reste très peu testée en milieu marin. Des habitats de la classification doivent être définis pour les niveaux 5 et 6 dans les zones marines du large et pour les eaux profondes. En effet, lors de récentes études de terrain, des communautés benthiques non définies dans les niveaux 5 de la typologie ont été identifiées. Cela peut être par rapport à l'assemblage faunistique dans son entier ou par rapport à des variations biogéographiques mineures. De manière plus précise, il y a des manques dans la définition des habitats meubles circalittoraux dans le bassin oriental de la Manche. Par exemple, il n'y a aucun habitat de niveau 6 (Fig. IV.1). Ensuite, il y a des incohérences dans la classification en fonction du compartiment faunistique à considérer pour l'identification des habitats de niveau 5 (endofaune ou épifaune). Ces remarques sont soulignées dans les recommandations du rapport du CEFAS pour la cartographie des habitats marins dans le bassin oriental de la Manche (James et al., 2007).

A l'occasion du colloque national sur la cartographie des habitats CARHAMB'AR à Brest (communication orale), j'ai eu l'occasion d'appliquer une lecture des données faunistiques et granulométriques du projet PNEC BENTHOSEINE en baie de Seine (Ghertsos, 2002) à travers les deux méthodes *descendante* et *ascendante* de la classification EUNIS. Les cartes obtenues ne montrent pas les mêmes distributions d'habitats selon la méthode utilisée (Fig. IV.2). Cela met en évidence qu'il n'y a pas systématiquement une compatibilité entre l'habitat de niveau 5 (communautés faunistiques) et leurs habitats de niveaux 3 et 4 (basés sur les données sédimentaires). La carte par la méthode descendante est d'ailleurs très incomplète pour un niveau 5 car ceux-ci n'existent pas pour les habitats de niveaux 3 et 4 décrits. Cela met en évidence que certains assemblages faunistiques sont plus généralistes au niveau de leurs substrat que ce qui est présenté dans la typologie.

Le système de classification EUNIS est un travail commun qui profite de l'expérience de différentes nations européennes, c'est ce qui lui donne de la pertinence. Cependant la récolte des données pour produire une classification à grande échelle est un processus relativement long. L'un des gros manques de cette typologie est sa validation qui devrait être effective dans les années à venir grâce aux efforts conjoints des différents pays soutenus par une coordination internationale. Malgré ces imperfections, il est recommandé de poursuivre les améliorations de cette typologie notamment par son application aux niveaux les plus élevés (habitats physiques et paysages), puis d'aller vers son application à la biologie, pour assurer une harmonisation de l'information au niveau des communautés.

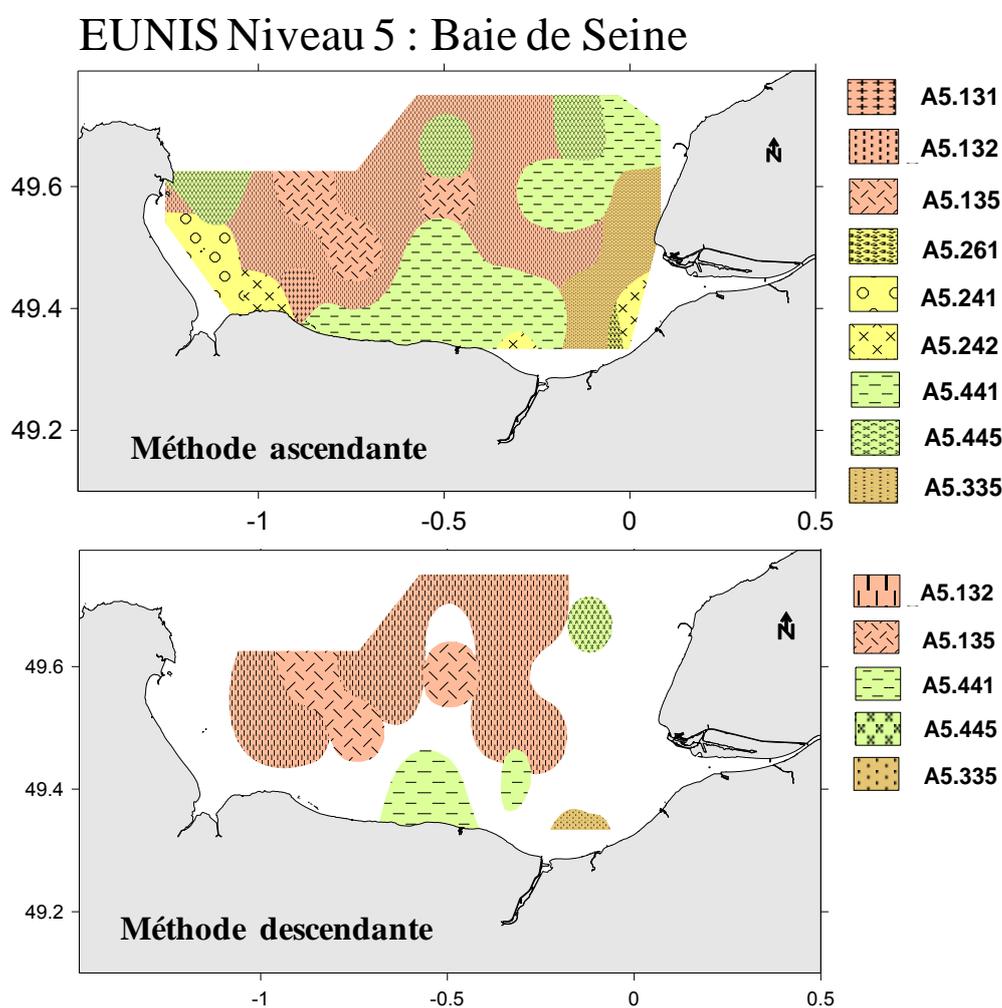


Figure IV.2 : Cartographie des habitats de niveau 5 EUNIS en Baie de Seine selon que l'on suive la classification par la méthode descendante ou ascendante.

C'est dans l'optique d'améliorer et de valider la typologie EUNIS que le programme CHARM III favorise la mise en commun de données sur la faune benthique. Ainsi des bases de données communes regroupant l'information sur des prélèvements récents (dans les 10

dernières années) de la faune benthique dans le bassin oriental de la Manche ont été compilées. Cette nouvelle source d'information va être l'occasion de réviser et de compléter la typologie EUNIS déjà existante.

IV.1.3.2 Compilation d'une base de données macrobenthiques

La carte ci-dessous présente l'ensemble des stations de prélèvement disponibles dans la base de données macrobenthiques construite dans l'action 5 du projet CHARM III. Pour l'ensemble des données françaises (en vert), les prélèvements ont été réalisés à la benne Hamon 0.25 m² (deux à quatre répliqués). Côté anglais (en rouge) les prélèvements ont été réalisés soit à la benne Hamon 0.25 m², soit à la mini benne Hamon 0.1 m² (la majorité) ou avec une benne Smith McIntyre modifiée dite 'Day grab' (quelques stations). Ainsi, entre les données françaises et anglaises, deux problèmes se présentent :

- ✓ la maille de tamisage (1 mm et 2 mm), qui influence sur l'abondance et le nombre d'espèces récoltées, mais très peu sur la biomasse (Dauvin, 1988a ; Ghertsos, 2002).
- ✓ la surface de prélèvement, qui peut influencer la mesure de variabilité (Eleftheriou et McIntyre, 2005).

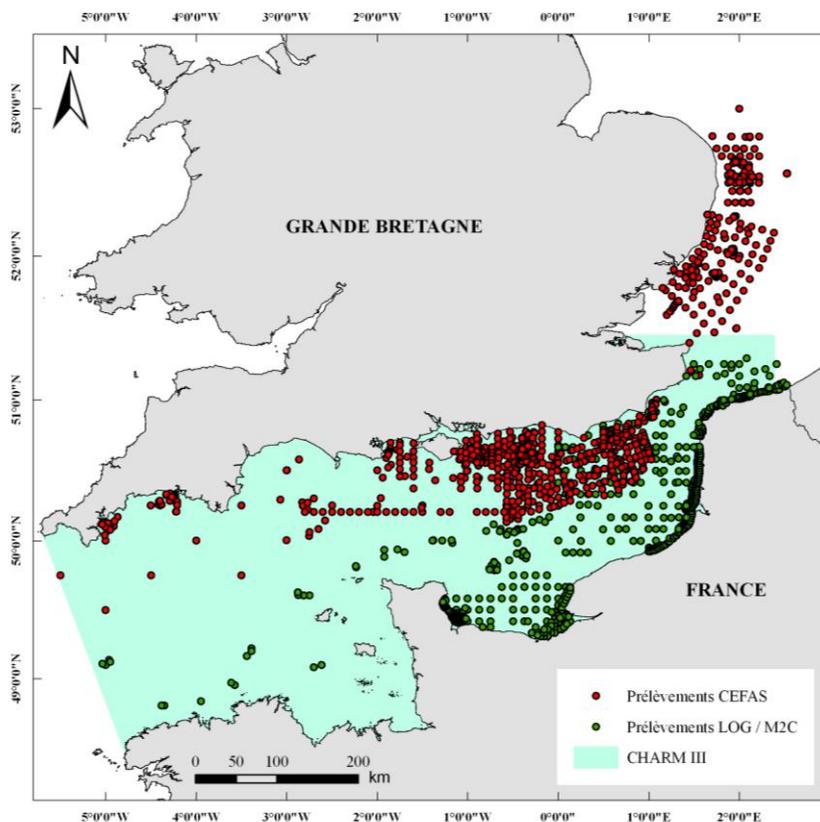


Figure IV.3 : Stations de prélèvements à la benne Hamon de la base de données benthiques CHARM III.

Lors des différentes réunions de travail, les contributions de chaque partenaire à l'établissement et l'amélioration de la typologie des habitats EUNIS dans le bassin oriental de la Manche ont été discutées. L'objectif est de développer des collaborations permettant de fournir des produits finaux pertinents dans le cadre du projet CHARM III (e. g. cartes, publications, rapports, etc.). Il a été mis en évidence qu'il y avait peu de domaines où les partenaires pouvaient collaborer directement car nos approches de la typologie sont contradictoires. Ils existent deux approches pour l'étude des habitats benthiques : l'approche dite 'top-down' (*méthode descendante*) pour la cartographie des habitats benthiques à l'échelle régionale et la démarche 'Bottom-up' (*méthode ascendante*) pour des études site-spécifiques. L'approche 'top down' implique des études de terrain avec une stratégie pluridisciplinaire, impliquant une multiplicité d'engins d'échantillonnage (acoustiques, bennes, dragues, vidéo) de manière à obtenir des résultats sous forme cartographique ; tandis que l'approche 'bottom up' nécessite essentiellement les prélèvements benthiques, de préférence réalisés avec le même engin de prélèvement, de manière à décrire la diversité des communautés benthiques, et nécessite de collecter un grand nombre d'échantillons pour être valide. Dans le cadre de CHARM, les britanniques ont principalement présenté des résultats obtenus suivant l'approche 'top-down', tandis que les français concentrent leurs efforts à l'aide des méthodes 'bottom-up'.

Le CEFAS a utilisé des techniques de modélisation géospatiale pour développer une carte prédictive des habitats benthiques EUNIS jusqu'au niveau 3 pour les zones d'affleurements rocheux et jusqu'au niveau 4 dans les habitats sédimentaires, à partir des paramètres environnementaux à grande échelle définissant ces habitats (i.e. type sédimentaire, régime hydrodynamique, zone biologique) (Coggan et Diesing, 2011). L'étude de la distribution des communautés benthiques devient un moyen de vérifier ces modèles, en comparant les échantillons benthiques aux prédictions spatiales du modèle. De cette manière, l'équipe de chercheurs du CEFAS s'est rendue compte qu'il y avait des anomalies dans le système de classification menant à des incohérences entre les différents niveaux de la classification. Il serait ainsi nécessaire, de redéfinir une classe de substrat dans la classification (niveau 4) correspondant aux 'roches et sédiments' pour des milieux ayant à la fois des caractéristiques d'habitats sédimentaires et d'habitats rocheux (Roger Coggan, comm. pers.).

Les benthologues français impliqués dans CHARM III ont travaillé sur les habitats benthiques en s'intéressant, dans un premier lieu à la distribution des assemblages

macrofauniques (Rolet et Desroy, 2011). En effet un grand nombre de campagnes benthiques descriptives (avec des engins de prélèvement quantitatifs) ont été entreprises dans la dernière décennie dans l'objectif de recenser la faune présente le long du gradient sédimentaire existant depuis l'estuaire de la Seine vers le large, mais également dans d'autres zones telles que le détroit du Pas-de-Calais, le sud de la mer du nord ou le Golfe Normano-Breton. Beaucoup de travaux sur les habitats benthiques ont été faits dans le cadre des typologies nationales comme les Cahiers d'Habitats ou les ZNIEFF (Zones Naturelles d'Intérêt Faunistique et Floristique). L'approche d'une description des habitats à travers la classification EUNIS date de la mise en place de la Directive Habitats par l'Union Européenne. Les zones concernées par ces études sont très souvent proche de la côte, et les données obtenues récemment dans les sédiments grossiers du large sont l'occasion d'enrichir les connaissances sur les types d'habitats présents dans ces zones.

Les données dont les laboratoires français disposent sont beaucoup moins propices à la réalisation de cartes car les données restent ponctuelles (une station de prélèvement, une information) par rapport à la méthode britannique qui passe par la modélisation numérique. Cependant, la mise en commun des données macrobenthiques à l'échelle de l'espace Manche reste extrêmement pertinente pour décrire la diversité des habitats benthiques grâce à des méthodes d'analyses descriptives et statistiques. Ainsi les partenaires du projet CHARM III ont conclu que le domaine où leurs travaux se rencontraient était dans la proposition éventuelle de nouveaux habitats, suivant les résultats de nos travaux respectifs. L'objectif final étant bien sûr l'amélioration du système de classification EUNIS de manière à ce qu'il décrive au mieux la gamme des habitats rencontrés dans la Manche.

IV.2 Acquisition et traitement des données

IV.2.1 Objectifs spécifiques de l'étude

La base de données macrobenthiques CHARM III (Fig. IV.3) regroupe aujourd'hui 3027 stations de prélèvement dans différentes régions de la Manche mais également à différentes périodes lorsqu'il s'agit de suivis temporels. Les propriétaires des données sont le CEFAS (2325 stations) et le LOG / M2C (702 stations). La base de données n'est pas prête à être utilisée en l'état, un travail d'agrégation des données et de nettoyage reste à faire. Les données sont contenues dans trois fichiers Excel différents, il faut les regrouper, mais en faisant bien attention à conserver l'information sur les protocoles d'échantillonnage (e.g. engin de prélèvement ; maille de tamisage ; ...). Dans une seconde étape, il faut identifier les questions clés auxquelles il est souhaité de répondre pendant la construction, de manière à réduire le temps de travail par rapport au nettoyage des données, qui sera la dernière étape. Il sera important d'utiliser la suffisance taxonomique dans le but de réduire l'impact des erreurs d'identification des espèces, qui est un problème majeur dans l'agrégation de données faunistiques.

Ce travail d'agrégation des données est long et fastidieux, donc il est impossible de le réaliser dans le cadre de cette thèse. Ainsi, dans ce mémoire présente un travail préliminaire à partir d'une base de données réduite qui a cependant une large couverture de la région Manche Orientale. L'idée est d'éliminer les problèmes majeurs liés aux engins d'échantillonnage et à la maille de tamisage pour la faune. L'origine des différents résultats agrégés dans la base de données qui sera exploitée dans ce chapitre est présentée dans le paragraphe suivant (§ IV.2.2) ainsi que le choix des stations correspondant spécifiquement aux sédiments grossiers sublittoraux du Bassin oriental de la Manche. L'objectif de ce travail n'est pas de produire une carte mais d'évaluer la diversité des habitats benthiques des sédiments grossiers, d'examiner les facteurs contrôlant leur distribution (d'après les données environnementales disponibles) et de comparer les paramètres structuraux et fonctionnels de leurs communautés benthiques respectives.

IV.2.2 Campagnes benthiques de 1999 à 2007

IV.2.2.1 Obtention des données macrobenthiques

Les données macrobenthiques de la base de données réduite (appelée « sédiments grossiers sublittoraux » dans la suite de ce chapitre) sont obtenues à partir de cinq campagnes de prélèvements benthiques à travers le bassin oriental de la Manche, dans différents types de fonds sédimentaires. Leurs localisations à travers le bassin oriental de la Manche ainsi que l'ensemble des stations de prélèvement sont indiquées sur la figure IV.4.

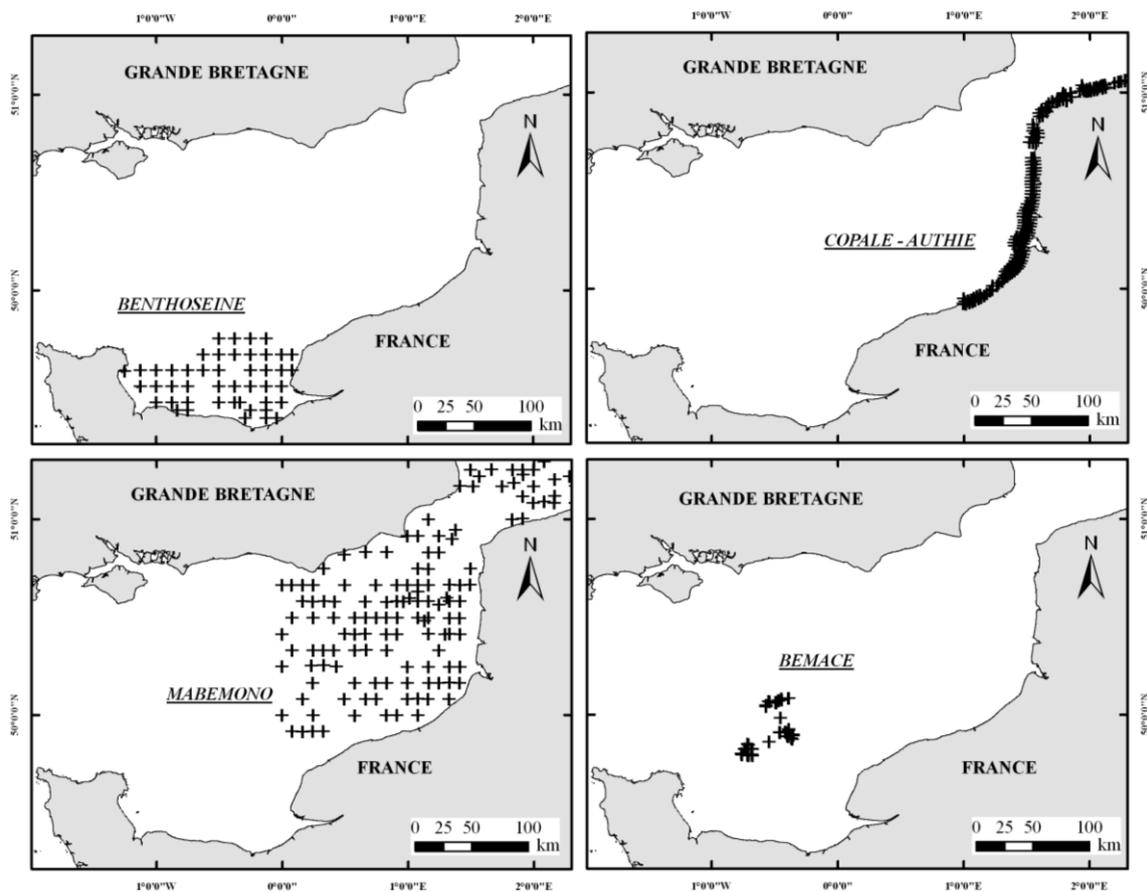


Figure IV.4 : Stations de prélèvement de la faune macrobenthique des campagnes françaises de la base de données CHARM III dans le bassin oriental de la Manche. Chaque symbole correspond à un site de prélèvement.

- **BENTHOSEINE**

Cette campagne de prélèvement à été réalisée dans le cadre du PNEC (Programme National Environnement Côtier) en mai 1999 (Ghertsos, 2002). Un total de 46 stations a été échantillonné à la benne Hamon 0.25 m² (quatre répliqués).

- ***COPALE-AUTHIE***

Cette grille d'échantillonnage à été réalisée au cours de deux campagnes de prélèvement (Warembourg, 2000 ; Desroy et al., 2003) dans le cadre du programme scientifique North Sea Benthos Project (NSBP). La première a eu lieu en mars 1998 (AUTHIE) et la seconde en mars 2000 (COPALE). Un total de 222 stations a été prélevé à la benne Hamon (deux réplicats).

- ***MABEMONO***

Le programme MABEMONO a été initié en 2006 dans le cadre du programme INTERREG IVa CHARM II (MACroBENThos de Manche Orientale et du sud de la mer du Nord). Douze missions en mer ont été organisées entre février 2006 et août 2007 et un total de 135 stations de prélèvement à la benne Hamon (deux réplicats) a été obtenu (Foveau, 2009 ; Garcia, 2010).

- ***BEMACE***

La campagne d'échantillonnage BEMACE (BENThos en Manche CENTrale) a été longuement présentée dans le Chapitre II. Une partie des stations de la campagne de 2007 a été sélectionnée, soit un total de 38 stations de prélèvements à la benne Hamon (deux réplicats) et a été intégrée à la base de données, avec 18 prélèvements en juin et 20 en septembre. Il y a également eu une série d'observations vidéo à l'aide du ROV Seabotix LBV200L, dont le protocole d'utilisation est détaillé dans un paragraphe ci après (§ IV.2.2.2)

- ***VIDEOCHARM 2010***

Ayant participé à cette campagne au cours de ma thèse, la description de la méthode d'échantillonnage fait l'objet d'un paragraphe entier (§ IV.2.3). Un total de 38 stations prélevé à la benne Hamon 0,25 m² sur l'ensemble de la Manche doit être intégré à la base CHARM III. Jusqu'à aujourd'hui seules 18 d'entre elles ont été analysées en laboratoire.

Pour l'ensemble de ces campagnes, le tamisage de la macrofaune a été effectué au travers d'une maille 2 mm. Un réplikat supplémentaire a été prélevé à la benne Hamon pour l'analyse granulométrique à chaque station. Le traitement des échantillons au laboratoire a été réalisé suivant le protocole décrit dans le Chapitre II (§ II.1.3) à la fois pour la macrofaune et les prélèvements granulométriques. Le tableau IV.1 rappelle les caractéristiques de ces

différentes campagnes et dans la dernière colonne le type de faune qui a été identifiée a été ajouté. On trouve ainsi la faune dénombrable (endofaune et épifaune), la faune non dénombrable (épifaune) et la mégafaune dispersée.

Tableau IV.1 : Types de données disponibles sur la macrofaune benthique en fonction des différentes campagnes scientifiques incluses dans la construction de la base de données 'sédiments grossiers'.

Campagne	date	Programme	Type de Faune
BENTHOSEINE	1999	PNEC	Faune dénombrable
COPALE-AUTHIE	1998/2000	NSBP	Faune dénombrable
MABEMONO	2006/2007	CHARM II	Faune dénombrable Epifaune non dénombrable
BEMACE	2007	G.I.E. G.M.O.	Faune dénombrable Epifaune non Dénombrable Mégafaune dispersée
VIDEOCHARM	2010	CHARM III	Faune dénombrable Mégafaune dispersée

IV.2.2.2 Sélection des stations

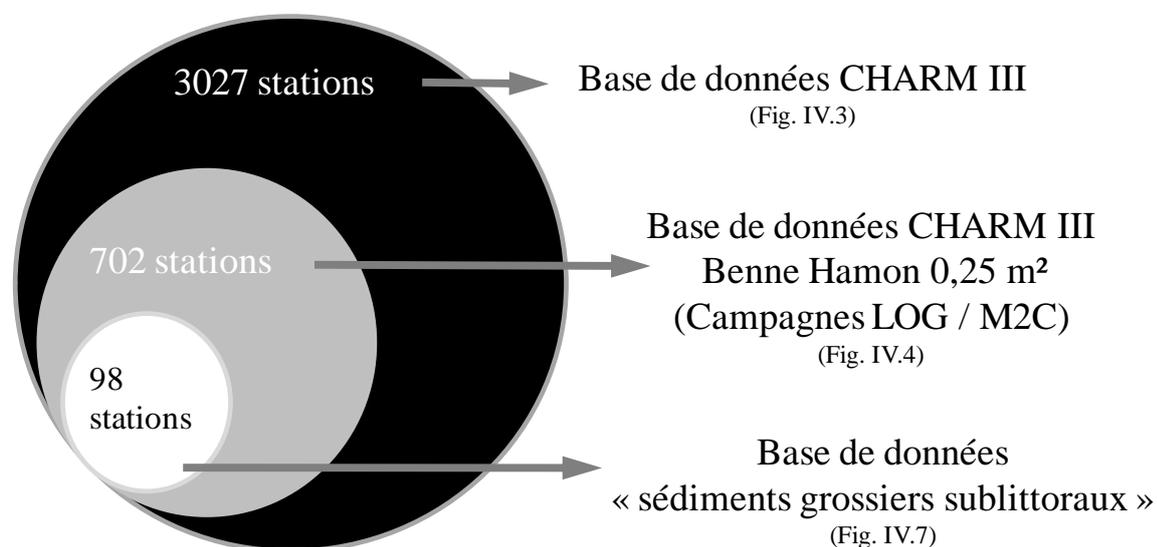


Figure IV.5 : Schéma résumant la sélection des stations pour la construction de la base de données « sédiments grossiers sublittoraux ».

De manière à répondre à l'objectif spécifique défini précédemment, c'est-à-dire la description de la diversité des habitats de sédiments grossiers sublittoraux, des stations dans la base CHARM III ont été sélectionnées (Fig. IV.5). Le premier critère de sélection pour construire la base de données « sédiments grossiers sublittoraux » est basé sur le type sédimentaire. Les sédiments grossiers sublittoraux correspondent à un habitat de niveau 3 dans la typologie EUNIS (Fig. IV.1), et les descripteurs sont la zone écologique et la granulométrie. Il est indiqué dans le rapport EUNIS que les habitats de niveau 3 sont distingués sur la base de la fraction sédimentaire dominante, c'est-à-dire les graviers et sables grossiers pour l'habitat A5.1 'sédiments grossiers sublittoraux'. Cela correspond aux stations dont le prélèvement sédimentaire a une fraction dominante de grains dont la taille est supérieure à 1 mm et la proportion de vases inférieure à 30% (Fig. IV.6). Le second critère appliqué est lié à la proximité des stations. Dans la base BEMACE, il y a trois groupes de stations très rapprochées, ce qui pourra induire un poids plus fort dans le regroupement de ces stations par rapport aux autres dans les analyses multivariées qui seront faites par la suite. D'autant plus que nous avons montré précédemment la forte ressemblance des stations entre elles pour cette campagne. Ainsi, il a été choisi de prendre trois stations dans chaque zone.

A5: EUNIS Habitat Classification: criteria for sublittoral sediment (A5) to Level 3 (number) refers to explanatory notes to the key

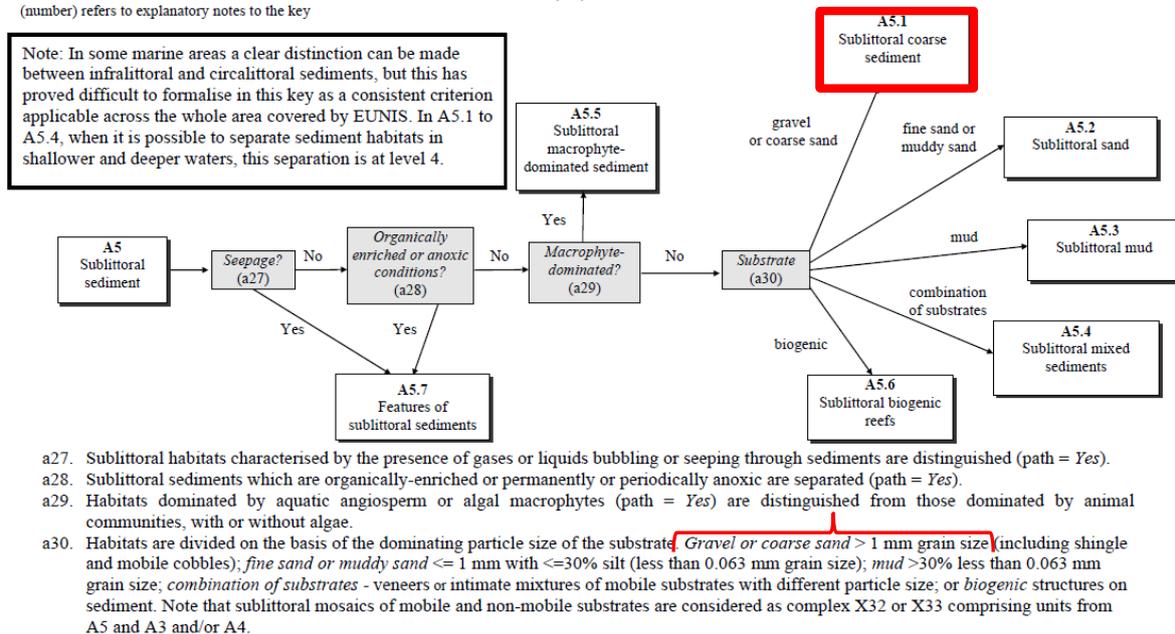


Figure IV.6 : Classification des habitats EUNIS, rappel des descripteurs permettant la distinction des habitats de niveau 3 (d'après Davies et al., 2004).

Toutes les stations de la base se situent dans la zone sublittorale. Une analyse granulométrique a été réalisée pour chaque station de prélèvement des campagnes citées ci-dessus. La carte de la figure IV.7 présente les stations répondant aux deux critères définis ci-dessus, et donc à la base de données « sédiments grossiers sublittoraux », qui seront utilisées dans ce chapitre. Pour chaque station, différents paramètres environnementaux sont disponibles tels que la granulométrie, les profondeurs, la distance à la côte ainsi que les coordonnées géographiques.

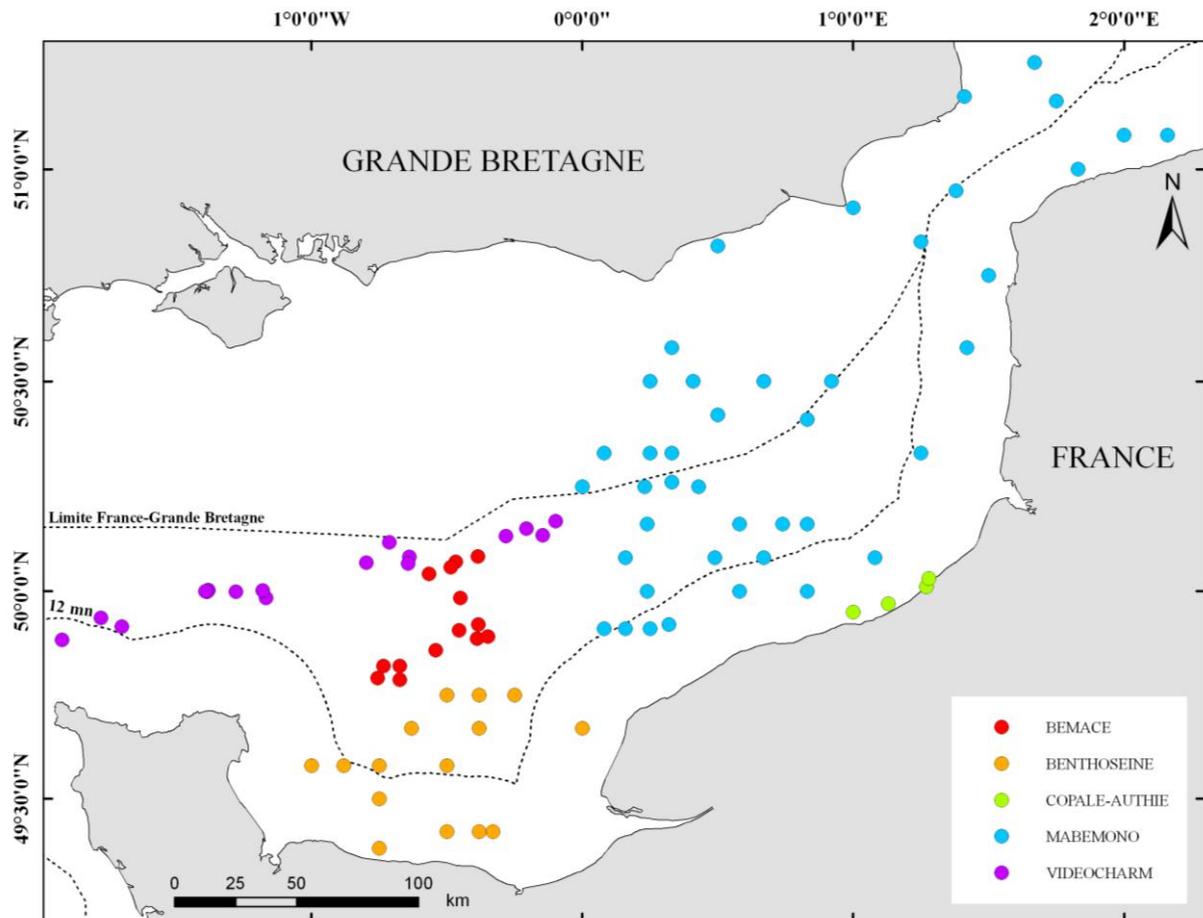


Figure IV.7 : Sélection des stations pour l'étude préliminaire sur la diversité des habitats benthiques des sédiments grossiers dans le bassin oriental de la Manche. Chaque symbole correspond à un site de prélèvement dans les sédiments grossiers sublittoraux. Les couleurs indiquent les campagnes de prélèvement au cours desquelles ils ont été réalisés.

IV.2.3 Campagne VIDEOCHARM 2010

IV.2.3.1 Description du projet

VIDEOCHARM est le nom donné à deux campagnes de prélèvements benthiques organisées dans le cadre du programme CHARM III. L'objectif principal était de mieux caractériser les habitats de la zone centrale de la Manche, en réalisant une série de boîtes rectangulaires combinant profils au sonar à balayage latéral, prélèvements à la benne Hamon et prises de vues vidéo à l'aide d'un ROV Seabotix. L'ensemble des boîtes est au sud de la ligne de séparation des deux pays, la zone prospectée est dans les eaux françaises (Fig. IV.8).

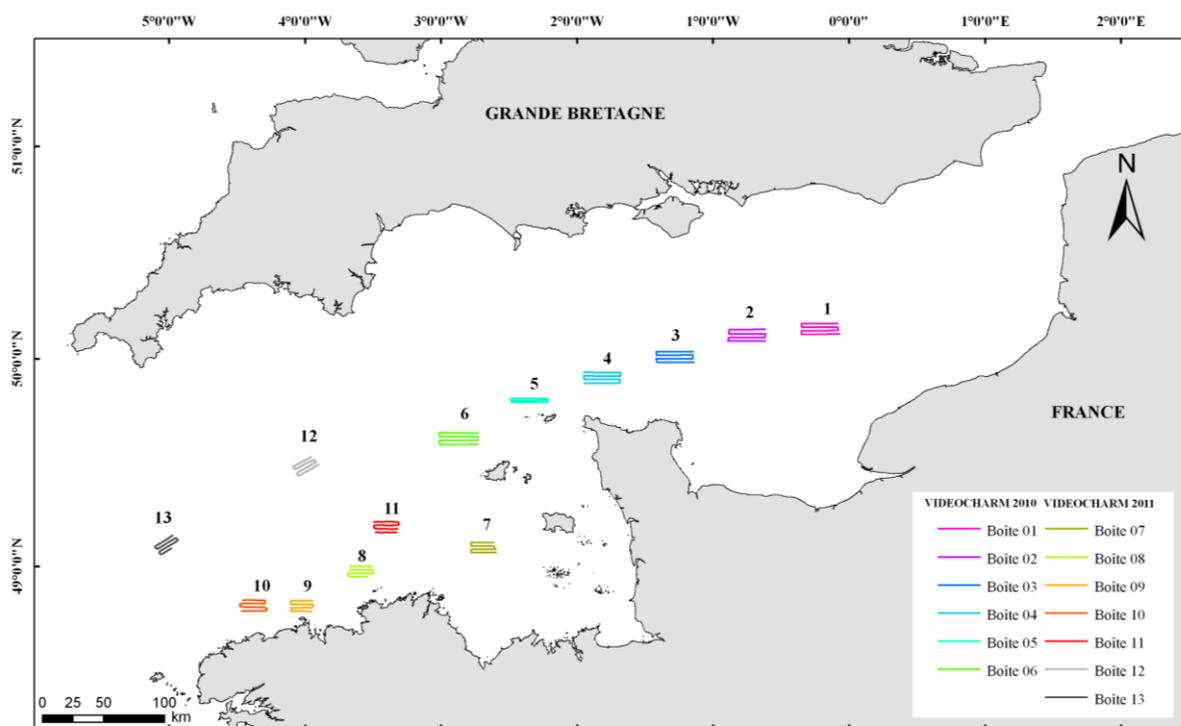


Figure IV.8 : Localisation des profils de sonar à balayage latéral correspondant aux treize boîtes échantillonnées lors des campagnes VIDEOCHARM.

Les informations bio-morpho-sédimentaires quantitatives obtenues apporteront différents types de point de vue sur les habitats benthiques : d'une part sur les paysages sous-marins et les profils sédimentaires et d'autre part sur les assemblages faunistiques (épifaune sessile et vagile, mégafaune dispersée). La zone d'étude correspondait à un transect à travers la Manche, dessinée dans la continuité spatiale des prélèvements benthiques du programme CHARM II pour compléter les bases de données préexistantes. Il devait couvrir la Manche centrale depuis le méridien de Greenwich à la limite ouest de la Manche définie par Cabioch

(1968). Très peu de données macrofauniques quantitatives sont en effet disponibles dans cette région de la Manche.

La première campagne, VIDEOCHARM 2010, a eu lieu du 4 au 14 juin 2010 le long d'un transect allant du méridien de Greenwich jusqu'au nord des Iles Anglo-Normandes. La seconde campagne, VIDEOCHARM 2011, a eu lieu du 18 au 29 juin 2011 dans le bassin occidental de la Manche. Les conditions météorologiques ayant rendu difficile la navigation au large, le transect n'a pu être continué comme prévu et les observations ont été réalisées dans des zones côtières de sédiments grossiers. Les deux campagnes ont été réalisées à bord du navire océanographique le « Côtes de la Manche ». La carte des profils sonar est donnée ci-dessus (Fig. IV.8), indiquant la localisation des différentes zones d'études, appelées 'boîtes'. Dans la cadre de ma thèse, seuls les prélèvements à la benne Hamon et les observations ROV se situant dans le bassin oriental de la Manche ont été exploités (boîtes 1 à 4). Le matériel et méthode ci-dessous ne concerne que ces quatre boîtes, même si les outils ainsi que le protocole sont les mêmes pour l'ensemble des boîtes.

IV.2.3.2 Protocole d'échantillonnage



Figure IV.9 : De gauche à droite, le sonar à balayage latéral, la benne Hamon et le ROV Seabotix LBV200L, avec en bas des exemples d'observations obtenues sur le terrain pour chacun de ces équipements permettant l'étude des fonds marins.

Dans le cadre de ce travail, quatre des boîtes combinant profils au sonar à balayage latéral, bennes et prises de vues vidéo à l'aide d'un ROV ont donc été analysés. La limite Nord des boîtes est située le plus près possible de la frontière maritime entre la France et l'Angleterre, hors du dispositif de séparation du trafic en Manche afin d'éviter au maximum la confrontation avec le flux de navires marchands.

- ◆ Pour chaque boîte, quatre profils E-W de 10 milles de longueur et espacés entre eux de 1 mille ont été couverts au sonar à balayage latéral sur une fauchée d'environ 200 m de large. Les profils au sonar à balayage latéral ont permis, par une étude en temps réel de sélectionner des zones de prélèvement à la benne Hamon et les stations ROV (Fig. IV. 9).
- ◆ Au minimum, quatre stations de prélèvements à la benne Hamon ont été choisies pour chaque boîte (Tableau IV.2). Ce nombre a été augmenté quand les faciès sonar montraient une plus grande variabilité. La localisation des stations de prélèvements à la benne Hamon est indiquée sur la figure IV.7. Trois répliquats ont été prélevés à chaque station, deux pour la faune et un pour la granulométrie
- ◆ Dans chaque boîte un minimum de deux séquences vidéo a été programmé sur des stations où des prélèvements avaient été effectués (Tableau IV.2). La localisation des séquences vidéo est indiquée sur la figure IV.16.

Tableau IV.2 : Nombre de stations de prélèvement en fonction de l'engin utilisé (Benne Hamon ou ROV) par boîte.

Boîte n°	Benne Hamon	ROV
1	4	3
2	4	4
2	6	2
4	4	4
Total	18	13

Une fois au laboratoire les échantillons ont été traités selon le même protocole que celui décrit dans le chapitre précédent (§ II.1.3). Le protocole d'utilisation du ROV et de traitement des séquences vidéo a été mis au point pendant ma thèse ; il est décrit dans le paragraphe ci-après.

IV.2.3.3 Utilisation de la vidéo

- **Description du matériel**

Le ROV LBV200²L Seabotix peut aller jusqu'à une profondeur de 200 m (250 m de câble) et pèse 12 kg (Fig. IV.10). Il est équipé de quatre moteurs : trois horizontaux (deux à l'arrière et un latéral) et un vertical. La vitesse de l'engin est réglable et peut aller jusqu'à trois nœuds en surface. Il est équipé de deux caméras, une principale couleur et une secondaire noir et blanc. Les caméras sont orientables sur 180° à la verticale. L'image est transmise vers le boîtier de contrôle par la fibre optique. Le système est équipé d'une lampe interne suivant la caméra et d'intensité variable ainsi que de quatre lampes externes disposées sur les patins à l'avant du ROV (Fig IV.9). Il y a également deux lasers entourant la caméra couleur et se déplaçant avec elle. Ils sont espacés de 5 cm. L'engin dispose également d'un système donnant le positionnement relatif du ROV par rapport au bateau (tracking system) : le Tritech MicronNav100.



Figure IV.10 : Equipement vidéo avec le ROV (sans les lampes externes) et son ombilic à gauche, et à droite de haut en bas, l'installation dans le laboratoire à bord du « Côtes de la Manche » (crédit photo Olivier Dugornay), le boîtier de commande et le système de positionnement (Tritech Micronav100) (Crédit photos : Sophie Lozach).

- *Utilisation en mer*

Le ROV Seabotix LBV200L² a des moteurs puissants ce qui permet de le déplacer dans des conditions hydrodynamiques variables. Cependant, il perd de la manœuvrabilité quand les courants de surface sont supérieurs à 0,5 nœud. De plus, l'ombilic est entouré d'une gaine de plastique avec une flottabilité légèrement positive et le câble subit un effet de drague dans l'eau et tend à se dérouler alors que le ROV est encore à une distance proche du bateau. Cet effet est d'autant plus important que le courant de surface est fort. Pour ces raisons, et dans l'optique de pouvoir manœuvrer le ROV suffisamment longtemps pour avoir des observations pertinentes du fond, il est indispensable de **travailler lors de l'étale**, quand les courants sont inférieurs à 0,5 nœud. L'idéal est de travailler en plus, **navire à l'ancre**, pour éviter d'ajouter l'effet du courant à la dérive du bateau.

Une fois le ROV au fond l'enregistrement sera de **10 à 20 min** pour parcourir environ 200 m, en maintenant au mieux la direction pour ne pas repasser plusieurs fois au même endroit. Ensuite, il faut maintenir une vitesse constante lors de l'exploration et **se poser sur le sédiment pendant quelques secondes de manière aléatoire afin d'obtenir des images 'fixes' du sédiment et de la faune en présence et de manière à ce que cela soit représentatif de la station explorée**. La meilleure orientation de la caméra est vers le fond à ~45° de l'horizontale. Les lasers et les lumières externes et internes doivent être en permanence allumés. L'enregistrement se fait sur deux supports, un enregistreur numérique ARCHOS et un enregistreur DVD.

Des points de vue sur le paysage peuvent être intéressants, mais doivent être de courte durée. Il faut, par ailleurs, noter la période pendant laquelle la position standard du ROV est modifiée pour traiter cet extrait de la vidéo de manière différente. Les analyses sur la faune ne se feront que sur les vidéos où le ROV est en position standard.

IV.3 Assemblages benthiques des sédiments grossiers sublittoraux

L'objectif de cette section est d'étudier la distribution générale des communautés benthiques de sédiments grossiers du bassin oriental de la Manche à l'aide d'analyses multivariées, de manière à évaluer l'importance des futures zones d'extractions par rapport à l'ensemble du compartiment benthique. Les résultats obtenus seront, par la suite, interprétés au vu d'une série de paramètres environnementaux puis discutés afin d'établir une corrélation entre les communautés benthiques majeures observées et les habitats de niveau 5 ou 6 de la typologie habitats EUNIS.

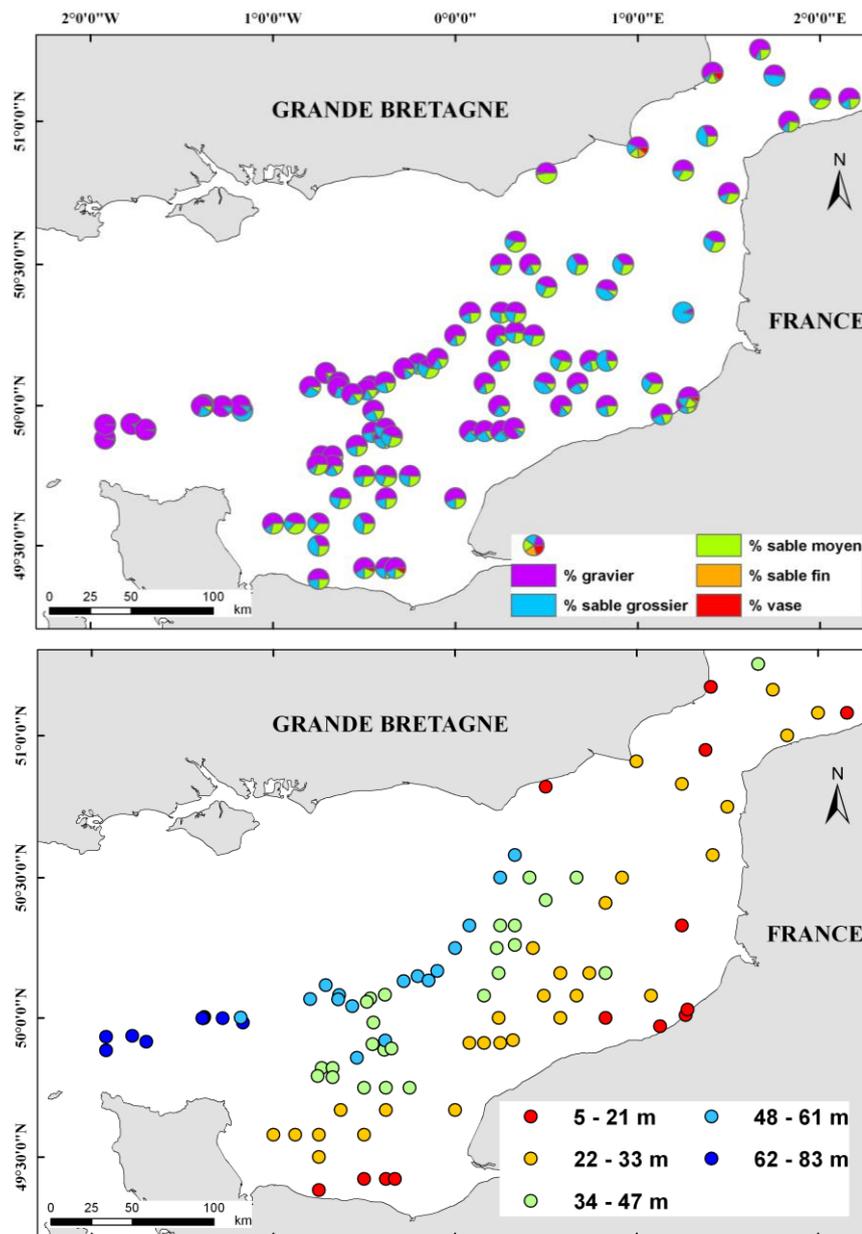


Figure IV.11 : Quelques données sur les paramètres environnementaux, la distribution des différentes fractions sédimentaires et les profondeurs pour chaque site d'échantillonnage.

IV.3.1 Analyses des données

IV.3.1.1 Caractéristiques générales de la zone d'étude

Les caractéristiques générales du bassin oriental de la Manche ont été détaillées dans le Chapitre I. La numérotation des stations est indiquée sur une carte en Annexe 3. Les cartes ci-dessous présentent deux paramètres environnementaux pour la zone d'étude (Figure IV.11) :

- la composition sédimentaire (pourcentages de graviers, sable grossier, sable moyen, sable fin et de vase) ;
- les profondeurs.

IV.3.1.2 Analyses statistiques

Les distributions de la macrofaune à travers la zone d'étude ainsi que les corrélations avec les paramètres environnementaux ont été réalisées à l'aide du logiciel PRIMER6© version 6.1.10.

Une classification hiérarchique ascendante dite 'CLUSTER' et une ordination multidimensionnelle 'MDS' (non-metric multidimensional scaling) ont été réalisées pour décrire la similitude entre les stations de prélèvement. Les données de la matrice stations-espèces de la base « sédiments grossiers sublittoraux » (Figure IV.7) ont été transformées en calculant la racine carrée de toutes les valeurs d'abondance de manière à diminuer l'influence des espèces rares ou très abondantes. Les espèces non dénombrables (coloniales) n'ont pas été considérées car l'information n'est pas disponible pour l'ensemble des stations. La matrice de similarité a été calculée selon la distance de Bray-Curtis. Le niveau de coupure permettant de distinguer les différents groupes écologiques a été déterminé par rapport aux résultats de la classification hiérarchique ascendante, de manière à avoir des groupes qui ne se chevauchent pas sur l'ordination de la MDS. Le programme SIMPER a ensuite été utilisé pour déterminer quelles sont les espèces les plus contributives à la formation des différents assemblages faunistiques identifiés.

Les méthodes statistiques de cette partie ne permettent pas de valider des assemblages faunistique car le choix du niveau de coupure optimal des dendrogrammes n'a pas été validé à l'aide de méthodes mathématiques. L'objectif de l'exercice ci-dessous est d'explorer le jeu de donnée en l'état, pour évaluer sa pertinence pour des études complémentaires permettant d'associer des types d'habitats benthiques aux observations.

IV.3.2 Premiers résultats et interprétation

IV.3.2.1 Analyse globale

Cinq assemblages faunistiques (et deux stations isolées) se distinguent à un niveau de similitude de 14 % (Annexe 4), ce qui correspond à l'ordination des points observées sur la MDS (Fig. IV.12). **Trois régions écologiques principales se séparent : la baie de Seine se distingue fortement (en bleu foncé, groupe e) d'un ensemble de stations dans la partie centrale du bassin oriental de la Manche (en vert, groupe a) ainsi que d'autres ensembles de stations plus côtières (en rose et gris, respectivement groupe g et c).** Le groupe b est original dans le sens où ces stations ont des similitudes faunistiques mais n'ont pas de proximité géographique, elles sont d'ailleurs assez écartées sur l'ordination (en orange) (Fig. IV.12). Il est intéressant de préciser que les patrons de distribution décrits ici persistent quand on agrège les données au niveau du genre, ou lorsque les espèces rares sont retirées de l'analyse.

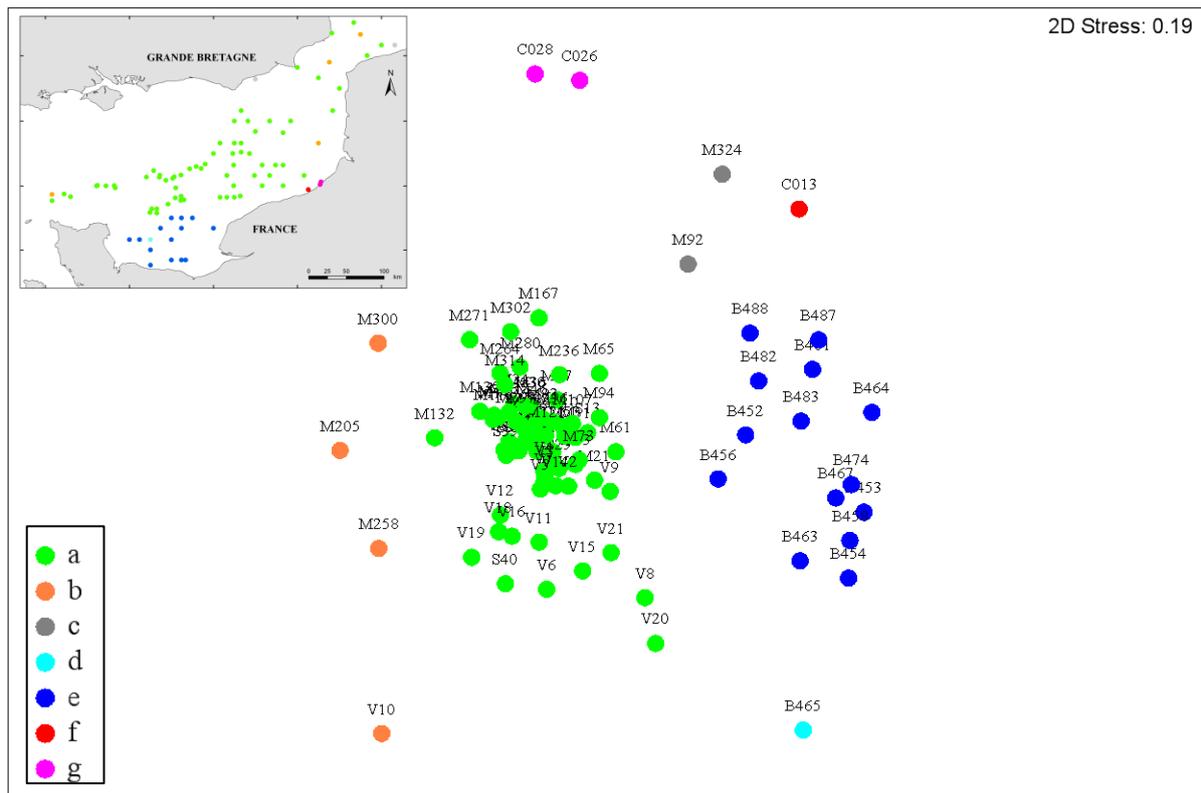


Figure IV.12 : MDS à partir de l'ensemble des stations de la base de données « sédiments grossiers sublittoraux » (abondance de la faune dénombrable ; transformation racine carré). La légende des symboles est indiquée sur la figure, ainsi que la localisation dans la zone d'étude.

Le petit groupe de stations correspondant aux stations côtières de la campagne Copale-Authie (groupe g, en rose) est caractérisé par la présence des mollusques *Crepidula fornicata* et *Abra alba* (Tableau IV.3) et le groupe c (en gris) est caractérisé par la présence de Némertes (notamment *Tubulanus polymorphus*) ainsi que de l'espèce *Ophelia borealis*. Ces espèces caractéristiques sont plus souvent rencontrées dans des sédiments sableux à sablo-vaseux, et plus rarement dans les sédiments très grossiers. Ces groupes de stations sont d'ailleurs caractérisés par une très faible diversité spécifique, puisque seulement 4 à 6 espèces représentent 90 à 100 % de l'abondance totale de chaque groupe. Il en est de même pour le groupe b (en orange), caractérisé par la présence en forte abondance de l'archiannélide *Polygordius lacteus* espèce affine des sables grossiers, pouvant être très abondante localement. Comme indiqué sur le tableau IV.4, ces trois groupes (b, c, g) ont des nombres d'espèces faibles (< 20) et des indices de diversité de Shannon faibles (respectivement 2,4 ; 3,1 ; 2,3). Il est en revanche difficile de faire des interprétations par rapport à des stations isolées, elles ne sont donc pas intégrées dans le tableau IV.3.

Tableau IV.3 : Résultats de l'analyse SIMPER à partir de l'ensemble des stations de la base de données « sédiments grossiers sublittoraux ». La liste des dix espèces (maximum) les plus contributives à la formation des groupes définis par les analyses MDS et CLUSTER est présentée ainsi que l'abondance moyenne et la contribution à l'abondance totale de chaque espèce dans chaque groupe. La similarité globale des stations entre elles pour un groupe donné est également indiquée.

		Abondance	Contribution	Similarité			Abondance	Contribution	Similarité		
Taxon		moyenne	cumulée	globale	Taxon		moyenne	cumulée	globale		
		(ind./0,5 m ²)	(%)	(%)			(ind./0,5 m ²)	(%)	(%)		
Group a	<i>Spirobranchus triqueter</i>	5,4	8,2	31,5	Group g	<i>Crepidula fornicata</i>	9,8	32,8	61,2		
	<i>Notomastus latericeus</i>	3,2	15,1			Anthozoa	4,3	46,1			
	<i>Lumbrineris gracilis</i>	2,5	20,1			<i>Poecilochaetus serpens</i>	3,1	58,1			
	<i>Aonides paucibranchiata</i>	2,4	24,6			<i>Fimbriosthenelais minor</i>	2,7	68,7			
	<i>Galathea intermedia</i>	3,0	28,9			<i>Abra alba</i>	4,3	77,7			
	<i>Laonice bahusiensis</i>	2,1	33,0			<i>Ampelisca spinipes</i>	2,1	84,7			
	<i>Glycera lapidum</i>	2,0	36,9			<i>Cirratulus cirratus</i>	2,7	90,3			
	<i>Syllis</i> sp.	1,9	40,3			Group b	<i>Glycera lapidum</i>	6,8		38,9	21,3
	<i>Pisidia longicornis</i>	2,0	43,1				<i>Polygordius lacteus</i>	12,7		64,5	
	<i>Eunice vittata</i>	1,8	45,9				<i>Syllis</i> sp.	3,3		76,0	
Group e	<i>Pista cristata</i>	1,6	10,3	<i>Websterinereis glauca</i>	1,4	82,7	20,1				
	<i>Lumbrineris gracilis</i>	0,7	18,5	<i>Pisione remota</i>	4,9	87,4					
	<i>Spirobranchus triqueter</i>	2,1	26,7	<i>Malmgreniella ljungmani</i>	2,0	90,6					
	<i>Antalis vulgaris</i>	0,8	33,5	Group c	<i>Tubulanus polymorphus</i>	1,4		32,0			
	<i>Arcopagia crassa</i>	0,7	39,8		<i>Mediomastus fragilis</i>	1,0		54,7			
	<i>Nemertea</i>	0,7	46,1		<i>Nemertea</i>	1,8		77,4			
	<i>Kefersteimia cirrata</i>	0,7	51,9		<i>Ophelia borealis</i>	1,9		100,0			
	<i>Notomastus latericeus</i>	0,7	56,8								
	<i>Cerianthus lloydii</i>	0,9	61,7								
	<i>Tapes (Tapes) rhomboides</i>	0,6	66,2								

Les stations de sédiments grossiers de la baie de Seine forment un ensemble à elles seules (groupe e). La faune benthique de cette zone du bassin oriental de la Manche est caractérisée par de très faibles abondances ($46 \pm 35 \text{ ind.0,5m}^{-2}$) et un très faible nombre d'espèces (16 ± 4), comparé notamment au groupe a couvrant une large partie du bassin oriental de la Manche où l'abondance moyenne est 7 fois plus élevée ($333 \pm 300 \text{ ind.0,5 m}^{-2}$) et le nombre d'espèces est trois fois plus grand (56 ± 19). Ce groupe central présente d'ailleurs une forte diversité de Shannon (4,5).

Les résultats de l'analyse BIO-ENV indiquent que **la distribution des assemblages faunistiques dans le bassin oriental de la Manche est corrélée à la latitude, la profondeur, et la fraction en particules fines** ($\rho = 0,5$). En effet le groupe du centre du bassin oriental de la Manche, en zone plus profonde (Fig. IV.11), s'isole des stations côtières et de la Baie de Seine. Les espèces rencontrées dans ces stations sont d'ailleurs typiques de zones de sédiments plus fins. Ces stations correspondraient donc plus à des habitats de sédiment hétérogène, comparé à d'autres stations composées alors d'une plus importante fraction de sédiments grossiers.

Tableau IV.4 : Valeurs des différents paramètres structuraux pour chacun des assemblages faunistiques définis par les analyses MDS et CLUSTER (moyenne et écart type).

Paramètres structuraux	Groupe a	Groupe b	Groupe c	Groupe e	Groupe g
Abondance (ind/0,5 m ²)	332,4 ± 296,1	575,3 ± 605,1	42,5 ± 2,1	46,3 ± 35,2	189 ± 9,9
Nombre d'espèces (ind/0,5 m ²)	56,3 ± 18,7	17,3 ± 9,9	15 ± 4,2	16,4 ± 4,4	16 ± 1,4
Diversité de Shannon (log2)	4,5 ± 0,7	2,4 ± 0,7	3,1 ± 0,1	3,3 ± 0,9	2,3 ± 0,8
Indice de régularité de Pielou	0,8 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,8 ± 0,2	0,6 ± 0,2

Le groupe g excepté (deux stations de prélèvement)), la similarité globale des stations entre elles pour un groupe donné reste faible (entre 20 et 30 %) (Tableau IV.3). Il apparaît donc nécessaire d'analyser chaque groupe indépendamment, particulièrement ceux de la baie de Seine (groupe e) et de la partie centrale du bassin oriental de la Manche (groupe a). Les habitats benthiques de la baie de Seine ont déjà été décrits de manière indépendante (Lozach, 2008), les résultats seront donc simplement rappelés ci-dessous. En revanche, le groupe a (en vert) mérite une nouvelle attention car il rassemble les communautés de sédiments grossiers du large, dont la zone du PER Manche Orientale. Des analyses faunistiques complémentaires sur ces stations en particulier sont nécessaires.

IV.3.2.2 Baie de Seine

Sanvincente-Añorve (1995) a réalisé une analyse à l'échelle régionale de la structuration spatiale des communautés benthiques à l'aide d'une série de techniques multivariées à partir d'une grille de prélèvements à la drague Rallier du Baty (donnée du RCP « Benthos de la Manche » ; Cabioch et Glaçon, 1975, 1977) couvrant l'ensemble du bassin oriental de la Manche. Il est intéressant de signaler que les résultats de cette étude présentaient la baie de Seine comme une entité écologique à part entière. Elle s'isolait des analyses, de la même manière que ce qui a été observé dans cette étude.

Il y a peu d'épifaune présente sur les fonds de la baie de Seine, donc il est possible d'identifier les habitats à partir des prélèvements à la benne (Lozach, 2008). Quatre types d'habitats de niveau 5 sont rencontrés dans les sédiments grossiers (Tableau IV. 5).

Tableau IV.5 : Attribution des habitats de niveau 5 aux stations de la Baie de Seine (d'après Lozach, 2008).

Dénomination de l'habitat	Code EUNIS	Stations
<i>Mediomastus fragilis</i> , <i>Lumbrineris</i> sp., et des bivalves vénéridés dans les sables et graviers circalittoraux	A5.132	B463 -B454 B456 - B458
<i>Branchiostoma lanceolatum</i> dans les sables grossiers circalittoraux avec des coquilles et des graviers	A5.135	B464 - B467- B474
<i>Cerianthus lloydii</i> et autres anémones enfouies dans les sédiments hétérogènes vaseux circalittoraux	A5.445	B461
<i>Spirobranchus triqueter</i> avec des balanes et des bryozoaires incrustés sur des cailloutis circalittoraux instables	A5.131	B452

IV.3.2.3 Sous-ensemble des stations de sédiments très grossiers

De manière à étudier plus particulièrement les communautés de cette région du bassin oriental de la Manche, la matrice espèces-stations tirée de la base de données sédiments grossiers est réduite aux stations du groupe a (en vert) identifié ci-dessus (Fig. IV.12) et la procédure d'analyse est répétée de manière à décrire les patrons de distribution des différents assemblages de cette large zone.

Six assemblages faunistiques (et deux stations isolées) se distinguent à un niveau de similarité de 30 % (Annexe 5), ce qui correspond à l'ordination des points observés sur la MDS (Fig. IV.13). **Le patron de distribution spatiale indique de nouveau un groupe de stations côtières** (groupe F, en rose). Il y a ensuite un grand ensemble de stations

correspondant au **centre du bassin oriental de la Manche** (groupe G, en gris) et deux **groupes de stations à l'ouest ayant une distribution géographique 'en mosaïque'** (groupe C en bleu foncé, et groupe D en noir), c'est-à-dire que les groupes sont présents sur un espace géographique large. Les groupes E et H correspondent à des stations distribuées à travers la zone d'étude. Les pourcentages de similarité globale des stations entre elles dans un groupe sont plus élevés que pour l'analyse précédente (Tableau IV.6).

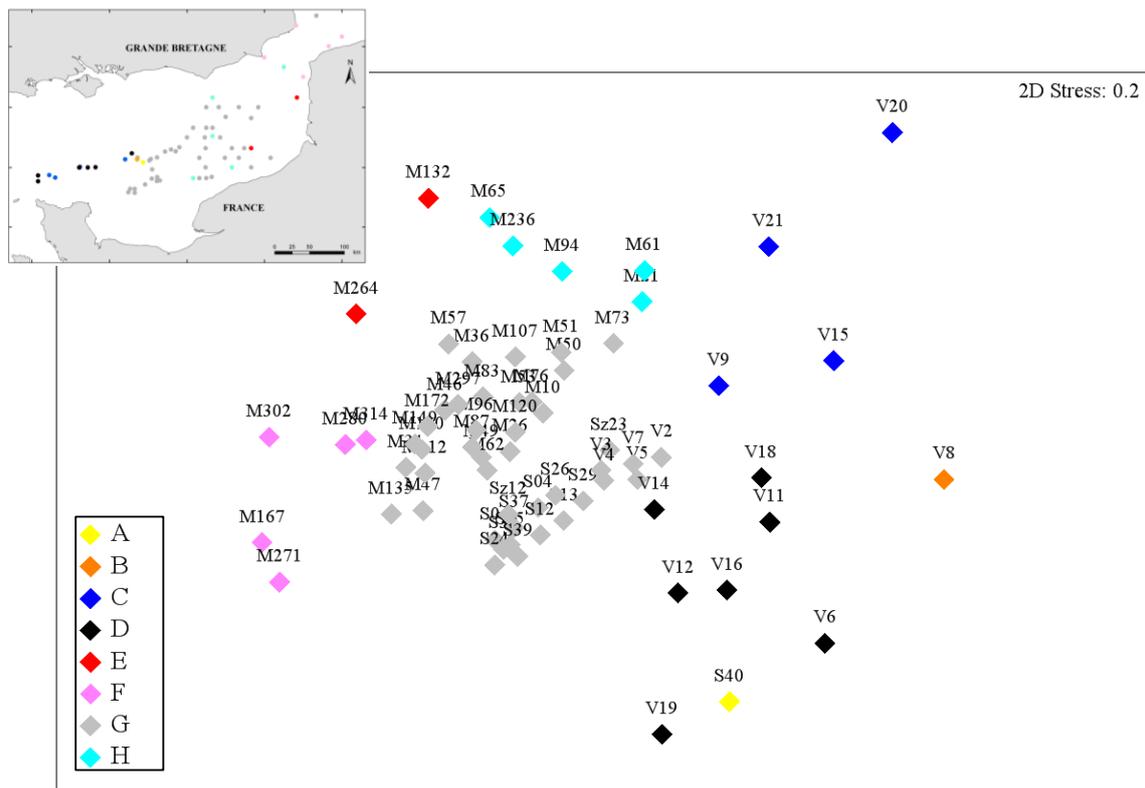


Figure IV.13 : MDS à partir du sous-ensemble de stations dans la partie centrale du bassin oriental de la Manche de la base de données « sédiments grossiers sublittoraux » (abondance de la faune dénombrable ; transformation racine carré). La légende des symboles est indiquée sur la figure, ainsi que la localisation des stations dans la zone d'étude.

L'assemblage comprenant le plus de stations (groupe G) est caractérisé par la présence des espèces *Spirobranchus triqueter*, *Galathea intermedia*, *Notomastus latericeus*, *Laonice bahusiensis*, *Aonides paucibranchiata* et *Lumbrineris gracilis*. C'est dans ce groupe que sont incluses les stations des campagnes BEMACE, réalisées dans le cadre de l'état de référence du PER Manche Orientale. Les espèces listées ci-dessus sont d'ailleurs les six espèces caractéristiques présentes aux deux zones du site du PER Manche Orientale (voir § II.4.1, Tableau II.6). Les populations benthiques de cet assemblage ont donc une très large distribution spatiale.

Les espèces les plus contributives à la formation du groupe H sont très similaires aux espèces du groupe G décrit précédemment (Tableau IV.6). La différence repose essentiellement dans la présence de l'espèce *Ophiothrix fragilis*. Leur abondance va de 40 à 800 ind.m⁻² selon les stations. Elle est cependant certainement plus élevée en réalité car la benne Hamon sous-échantillonne cette espèce, particulièrement pour les fortes abondances (Lozach et al., 2011). Une des stations de cet assemblage a cependant une abondance nulle pour cet échinoderme.

Le groupe F correspond à des stations côtières de part et d'autre du détroit du Pas-de-Calais. Il est caractérisé par l'annélide *Spirobranchus triqueter* de nouveau. Par ailleurs, les autres espèces les plus contributives à la formation de cet assemblage sont des anthozoaires (non identifiés jusqu'à l'espèce), l'amphipode *Abludomelita obtusata*, les polychètes *Pholoe baltica* et *Polycirrus medusa*, ainsi que l'échinoderme *Amphipholis squamata*.

Tableau IV.6 : Résultats de l'analyse SIMPER à partir du sous ensemble de stations dans la partie centrale du bassin oriental de la Manche de la base de données « sédiments grossiers sublittoraux ». La liste des dix espèces (maximum) les plus contributives à la formation des groupes définis par les analyses MDS et CLUSTER est présenté ainsi que l'abondance moyenne et la contribution à l'abondance totale de chaque espèce dans chaque groupe. La similarité globale des stations entre elles pour un groupe donné est également indiquée.

Taxon	Abondance moyenne (ind/0.5 m ²)	Contribution cumulée (%)	Similarité globale (%)	Taxon	Abondance moyenne (ind/0.5 m ²)	Contribution cumulée (%)	Similarité globale (%)
Group C				Group F			
<i>Lumbrineris gracilis</i>	1,8	14,2	33,6	<i>Spirobranchus triqueter</i>	10,7	9,4	43,4
<i>Laonice bahusiensis</i>	1,7	26,3		Anthozoa	6,3	16,7	
<i>Aonides oxycephala</i>	1,5	38,3		<i>Notomastus latericeus</i>	5,8	22,3	
<i>Aonides paucibranchiata</i>	1,3	49,0		<i>Sipuncula</i>	5,1	27,7	
<i>Notomastus latericeus</i>	2,8	59,4		<i>Abludomelita obtusata</i>	4,2	32,7	
<i>Amphiura (Ophiopeltis) securigera</i>	1,0	69,1		<i>Pholoe baltica</i>	3,4	36,9	
<i>Pisidia longicornis</i>	2,3	76,0		<i>Pisidia longicornis</i>	4,3	40,8	
<i>Glycera lapidum</i>	1,0	80,6		<i>Polycirrus medusa</i>	4,0	44,4	
<i>Thelepus setosus</i>	1,2	85,3		<i>Amphipholis squamata</i>	2,1	47,2	
<i>Ophiothrix fragilis</i>	1,2	88,7		<i>Maldanidae</i>	2,7	49,9	
Group D				Group G			
<i>Sabellaria spinulosa</i>	3,4	7,6	39,7	<i>Spirobranchus triqueter</i>	6,7	9,5	40,4
<i>Notomastus latericeus</i>	3,2	14,6		<i>Galathea intermedia</i>	4,2	14,6	
<i>Pisidia longicornis</i>	2,7	21,6		<i>Notomastus latericeus</i>	3,0	19,5	
<i>Thelepus setosus</i>	4,1	27,0		<i>Laonice bahusiensis</i>	2,7	24,1	
<i>Syllis sp.</i>	2,6	32,3		<i>Aonides paucibranchiata</i>	2,9	28,4	
<i>Harmothoe fragilis</i>	1,8	35,8		<i>Lumbrineris gracilis</i>	2,6	32,4	
<i>Chaetozone</i>	1,4	39,3		<i>Eunice vittata</i>	2,5	35,8	
<i>Lysidice ninetta</i>	1,3	42,8		<i>Glycera lapidum</i>	2,3	39,1	
<i>Lumbrineris gracilis</i>	1,6	46,2		<i>Syllis sp.</i>	2,1	42,0	
<i>Spirobranchus triqueter</i>	1,3	48,8		<i>Scalibregma celticum</i>	2,1	44,8	
Group E				Group H			
<i>Glycera lapidum</i>	3,9	17,1	30,2	<i>Ophiothrix fragilis</i>	7,5	13,5	36,0
<i>Syllis sp.</i>	4,0	31,7		<i>Notomastus latericeus</i>	3,0	23,8	
<i>Aonides paucibranchiata</i>	2,5	42,5		<i>Lumbrineris gracilis</i>	3,0	32,8	
<i>Eulalia</i>	3,7	52,3		<i>Spirobranchus triqueter</i>	2,5	40,1	
<i>Amaeana trilobata</i>	1,7	58,5		<i>Aonides paucibranchiata</i>	2,0	47,4	
<i>Cerebratulus</i>	1,4	64,8		<i>Echinocyamus pusillus</i>	1,9	54,3	
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	1,4	69,2		<i>Galathea intermedia</i>	1,2	59,0	
<i>Caulleriella alata</i>	1,4	73,6		<i>Glycera lapidum</i>	1,3	63,7	
<i>Echinocyamus pusillus</i>	4,2	78,0		<i>Laonice bahusiensis</i>	1,3	67,7	
<i>Eunice vittata</i>	1,5	82,4		<i>Caulleriella alata</i>	1,9	71,6	

Les stations les plus à l'ouest présentent une distribution 'en mosaïque', avec deux stations isolées (groupes A, en jaune et B, en orange) puis l'alternance des groupes C et D. Dans ces groupes, il y a toujours une partie des espèces que l'on retrouve dans tous les autres groupes telles que *Lumbrineris gracilis* et *Notomastus latericeus*, mais il y a des espèces caractéristiques de ces zones plus à l'ouest telles que *Thelepus setosus* ou *Sabellaria spinulosa*, qui peuvent présenter de fortes abondances aux stations du groupe D (respectivement jusqu'à 60 ind.m⁻² et 380 ind.m⁻²). Le groupe C s'isole car il a un petit nombre d'espèces et une très faible abondance. Ces paramètres structuraux des communautés seront discutés ci-dessous.

Le groupe E est un petit assemblage formé de deux stations, il est caractérisé par plusieurs espèces de polychètes *Glycera lapidum*, *Syllis* spp, *Aonides paucibranchiata* et *Eulalia* spp, ainsi que la présence du céphalocordé *Branchiostoma lanceolatum*.

➤ *Habitats benthiques EUNIS*

Une étude réalisée dans les eaux britanniques du bassin oriental de la Manche a adopté une approche préliminaire de description des habitats similaires à celle développée ci-dessus (James et al., 2007), c'est-à-dire en décrivant les assemblages benthiques sur la base d'analyses multivariées. A l'aide du programme SIMPER, les espèces les plus contributives (en terme d'abondance) de chaque groupe sont identifiées et il est alors possible de rechercher une correspondance avec les types d'habitats benthiques de la typologie des habitats benthiques EUNIS (Davies et al., 2004).

L'exercice d'établir des correspondances entre les assemblages faunistiques présentés ci-dessus et les types d'habitats EUNIS peut sembler simple grâce à la méthode de classification hiérarchique (Annexes 4 et 5) et à la riche documentation mise à disposition sur internet (Annexe 6) sous forme de fiches présentant à la fois les conditions environnementales (profondeurs, types sédimentaires, salinité...) et les espèces les plus caractéristiques (Annexe 7). Cependant, de la même manière que ce qui a été décrit dans le rapport de James et al. (2007), il est difficile d'attribuer un type d'habitat (à partir des fiches de la section des habitats grossiers sublittoraux) aux assemblages benthiques observés (Connor et al., 2004). Les résultats présentés ci-dessus sont basés uniquement sur les observations faites à partir de la faune non dénombrable. Or l'épifaune sessile (dont la majorité des espèces sont coloniales) est particulièrement présente dans les zones de sédiments grossiers (James et al., 2007 ;

Coggan et al., 2009). De plus, cette faune est indicatrice du degré de stabilité des sédiments sur les fonds (Coggan et al., 2009). L'apport que représente cette faune dans la description des habitats benthiques sera donc discuté ci-dessous.

IV.3.2.4 Gradient écologique au travers du bassin oriental de la Manche ?

Foveau (2009) a étudié la biodiversité des communautés de sédiments grossiers le long d'un axe virtuel sud-ouest/nord-ouest à travers le bassin oriental de la Manche (depuis le nord de la Baie de Seine vers le sud de la Mer du Nord), en considérant les espèces présentes par sections d'1 km. Cette étude a révélé l'existence d'un gradient décroissant de richesse spécifique (nombre d'espèces) depuis le sud ouest vers le nord ouest de la zone d'étude, avec une exception aux abords du détroit du Pas-de-Calais, se révélant être une région présentant une richesse spécifique très importante. L'auteur indique que ce gradient semblait être fortement lié aux types de substrats (compositions sédimentaires) et aux assemblages faunistiques associés.

Ce paragraphe est consacré à une nouvelle exploration du gradient mais selon une méthodologie différente, du fait d'objectifs différents. En effet, l'objectif principal de cette analyse est de replacer la zone du PER Manche Orientale à travers les communautés benthiques du bassin oriental de la Manche en fonction de leurs paramètres structuraux et fonctionnels. Onze groupes de quatre stations de prélèvements ont été sélectionnés dans la base de données « sédiments grossiers sublittoraux » en fonction de deux critères de sélections : (i) les résultats des analyses multivariées (Fig. IV.12 et IV.13) et (ii) la position géographique.

Les groupes 1, 2, 10 et 11 ont été sélectionnés à partir du premier critère, de manière à avoir un groupe de stations pour chaque assemblage benthique identifié au préalable. Ensuite, les groupes 3 à 9 ont été définis suivant la proximité géographique des stations, car toutes les stations de prélèvement de ces groupes font partie de l'assemblage faunistique G (Fig. IV.13). De cette manière, trois groupes correspondent aux différentes zones du PER, ils sont indiqués par des lettres sur la figure IV.14. Seules les espèces dénombrables ont été considérées et les indices structuraux calculés sont l'abondance moyenne (avec la proportion des différents phylums) et la richesse spécifique. D'autres indicateurs de la qualité écologique de la communauté ont été calculés : l'indice de diversité de Shannon, l'indice de régularité de Pielou, l'AMBI (groupes écologiques) et l'ITI (groupes trophiques). La biomasse n'étant pas disponible pour l'ensemble des campagnes, production et productivité n'ont pas été calculées.

L'ensemble des méthodes de calcul de ces indices est détaillé dans le Chapitre III. Les graphiques de la figure IV.14 sont séparés en deux parties de manière à suivre visuellement l'évolution des valeurs des différents indices en fonction de la longitude. Les groupes de station à droite (Groupes 3, 4, 8 et 10) sont situés plus au sud de l'ensemble à gauche (Groupes 1, 2, 5, 6, 7, 9, 11).

Lorsque l'on s'intéresse à la partie de gauche du graphique, un gradient croissant d'abondance et de richesse spécifique se dessine d'ouest en est au niveau des paramètres structuraux, avec un pic d'abondance et de richesse spécifique au niveau du groupe 5 (en orange). Au niveau de l'abondance, il est intéressant de remarquer que c'est surtout l'abondance des annélides polychètes qui augmente. Le gradient est plus marqué au niveau de la diversité spécifique, qui évolue d'un état écologique 'bon à moyen' vers 'très bon'. La régularité est très élevée (0,7 - 0,8) ce qui indique qu'il n'y a de forte dominance de certaines espèces dans aucun des groupes. Cette gradation vers l'est se voit également sur la graphique présentant les valeurs de l'AMBI mais beaucoup moins au niveau de l'ITI. L'AMBI évolue de 'très bon' à 'bon' d'ouest en est. Les valeurs des indicateurs de qualité du milieu diminuent avec l'augmentation de la richesse spécifique. En effet, les abondances les plus élevées des stations de l'ouest sont dues à une abondance de certaines espèces de polychètes telles que *Spirobranchus triqueter*, *Lumbrineris gracilis* ou *Aonides paucibranchiata* et tout particulièrement de l'espèce *Sabellaria spinulosa* à une station du groupe 11 (2300 ind.m⁻²), ce qui explique le très fort écart type observé pour ce groupe de stations. Ces proportions plus élevées de polychètes induisent une augmentation de la proportion d'espèces des groupes IV (opportunistes de second ordre) et III (tolérantes), faisant diminuer la valeur de l'AMBI pour ces groupes de stations de prélèvement. Il est possible que les différences d'abondances soient dues à des différences de période d'échantillonnage, cependant le tamisage sur 2 mm réduit l'effet des recrutements de l'été (Dauvin, 1988a ; Dauvin et al., 2004 ; Foveau, 2009). Tous les groupes sont cependant classés dans un bon état écologique. Par contre, les groupes sont plutôt dans un état écologique 'perturbé' à 'normal' en ce qui concerne les valeurs de l'ITI. Comme il a été dit précédemment, il n'y a pas de gradient particulier qui se dessine.

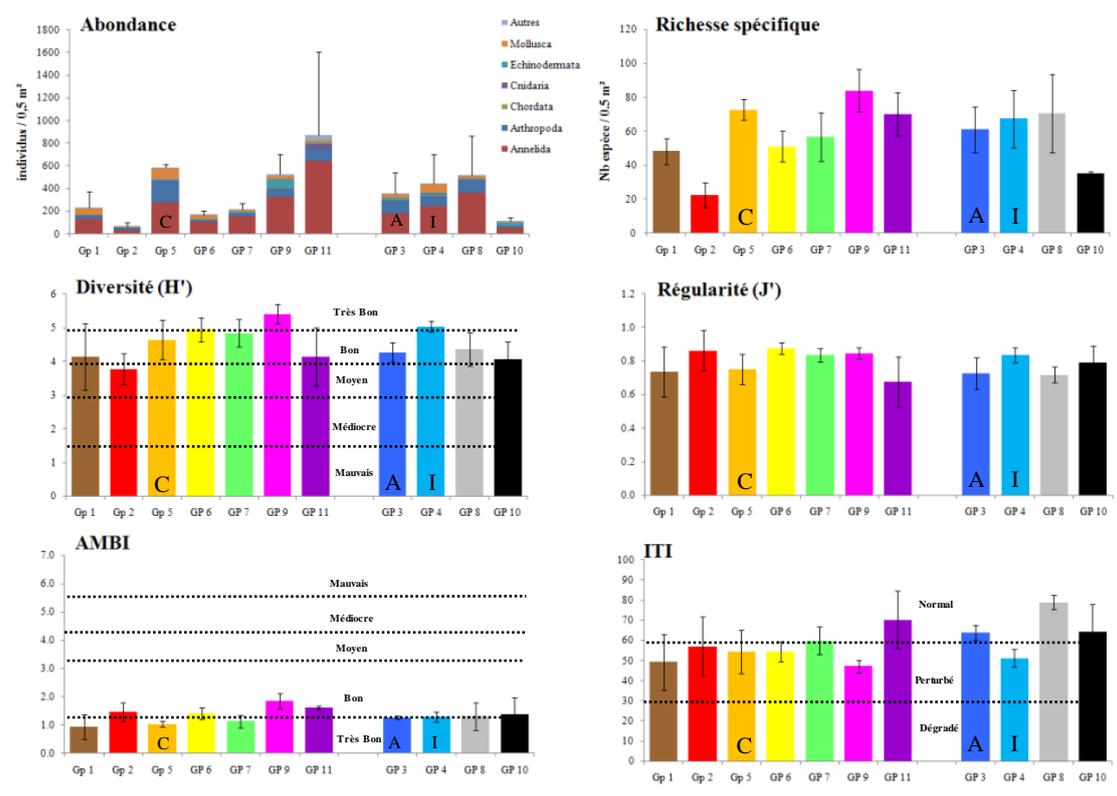
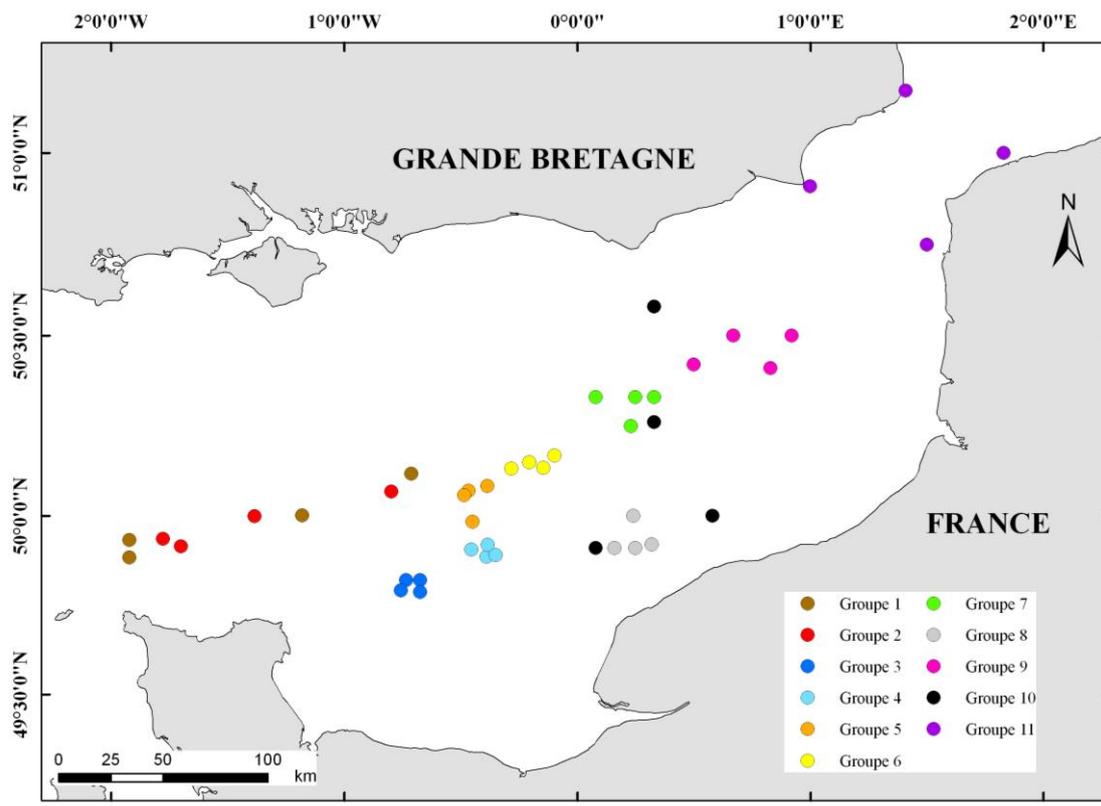


Figure IV.14 : Valeurs moyennes des différents paramètres structuraux (Abondance, nombre d'espèces, diversité et indice de régularité de Pielou) et fonctionnels (ITI et AMBI) pour différents groupes de stations à travers le bassin oriental de la Manche. La carte permet de retrouver la localisation des différents groupes de stations, les couleurs des stations sur la carte correspondent aux couleurs des histogrammes. La zone du PER Manche Orientale est indiquée par des lettres (zone A, zone C et zone Intermédiaire).

Il n'y a pas de gradient au niveau des quatre groupes de stations plus au sud (à droite des graphiques) mais cela permet de replacer les caractéristiques des zones du PER Manche orientale dans le gradient (indiquées A, I et C). Comme pour leur position géographique, **les zones A et I se situent dans les valeurs intermédiaires de diversité et de richesse spécifique** par rapport aux autres groupes. En revanche **la zone C a une abondance très élevée** par rapport aux autres zones, ainsi qu'une richesse spécifique très élevée. **Les valeurs de diversité spécifique, de l'AMBI et de l'ITI sont également intermédiaires par rapport aux autres groupes.**

IV.4 Vers la description des habitats benthiques

IV.4.1 Discussion générale

Les méthodes d'analyses appliquées dans ce chapitre (voir § IV.3.1) ont permis d'explorer la structuration des assemblages benthiques de la base de données « sédiments grossiers sublittoraux » et de mettre en évidence deux niveaux de structure des communautés avec tout d'abord la mise en évidence d'une forte distinction des assemblages benthiques de la baie de Seine par rapport à l'ensemble du bassin oriental de la Manche et à certaines stations côtières (qui sont à la fois dans des zones de profondeurs plus faibles et affectées par les apports terrestres). A l'intérieur de ces subdivisions écologiques, trois ensembles géographiques se distinguent de nouveau : des stations côtières (dans le détroit du Pas-de-Calais) par rapport à un grand ensemble de stations dans la partie centrale du bassin oriental de la Manche et un ensemble de stations 'mosaïquées' dans l'ouest. Les assemblages décrits ont été retenus pour leur cohérence spatiale, mais l'impossibilité d'attribuer des types d'habitats EUNIS à l'ensemble de ces assemblages macrobenthiques permet de se poser des questions à la fois par rapport à la pertinence de cette méthode d'analyse : un assemblage faunistique est-il un habitat ? ; et par rapport à la pertinence de la typologie : les milieux de sédiments grossiers sont-ils suffisamment décrits dans la typologie EUNIS des habitats benthiques ? Les nombreux travaux de description des communautés et habitats benthiques du bassin oriental de la Manche récemment produits permettent de répondre en partie à ces deux questions et mettent en perspective le travail qui reste à effectuer pour valider un type d'habitats dans chacune des zones de prélèvement inclus dans cette étude.

Les techniques d'analyses multivariées permettent de distinguer les ensembles de stations de prélèvements présentant une forte similitude suivant les caractéristiques faunistiques des échantillons. Cependant, les résultats peuvent être aussi nombreux que les techniques d'analyses utilisées (choix de la métrique, transformation des données), que les compartiments faunistiques considérés (faune dénombrable, coloniale, mégafaune...) ou que l'échelle spatiale considérée (Sanvicente-Añorve, 1995 ; Foveau, 2009). Il est très difficile d'affirmer quelle est la meilleure méthode d'analyse à employer ; cependant ces techniques restent couramment utilisées dans la description du benthos car elles permettent d'identifier des patrons structuraux de distribution et d'avoir un point de vue global des variations spatiales dans la région étudiée. Les résultats des analyses multivariées peuvent être parfois complexes à interpréter. Foveau (2009) passe de 17 assemblages faunistiques identifiés dans

le bassin oriental de la Manche à 64 en prenant en compte l'épifaune sessile dans sa base de données. Cet auteur relativise ses observations en validant les assemblages faunistiques par rapport à leur emprise spatiale, considérant qu'il faut au moins huit stations pour valider un assemblage (sa base de données en comportait plusieurs centaines). Au final, seuls 7 des 64 assemblages sont considérés comme pertinents. Par ailleurs, le document de référence des habitats benthiques EUNIS présente 103 types d'habitats différents définis pour les sédiments sublittoraux sur l'ensemble de l'Europe (Connor et al., 2004), donc il semble peu probable que l'ensemble des 64 assemblages définis par les analyses multivariées dans la seule région du bassin oriental de la Manche puissent convenir. Cet exemple met en évidence la part nécessaire de connaissances générales de l'écosystème pour l'interprétation des patrons de distribution des communautés benthiques. En effet, c'est l'expérience des spécialistes du benthos, tout particulièrement des personnes ayant l'expérience du terrain, qui permet de donner un sens écologique aux structures décrites (Sanvincente-Añorve, 1995). Les assemblages benthiques ne peuvent donc pas être directement interprétés en type d'habitats, les analyses multivariées sont un outil numérique pour révéler les tendances générales de la distribution spatiale des communautés benthiques.

Un exemple de description des habitats benthiques à grande échelle est disponible dans un document intitulé 'Eastern English Channel Marine Habitats Map' (James et al., 2007). Les auteurs ont adopté les méthodes multivariées pour la cartographie des habitats benthiques de la partie britannique du bassin oriental de la Manche. Les résultats obtenus ont été croisés avec les résultats des prélèvements de la mégafaune benthique et des observations photographiques réalisées à l'aide d'une caméra vidéo montée sur un traineau. Par ces croisements de méthodologie, ils ont pu identifier les habitats benthiques à l'échelle de l'ensemble des zones circalittorales britanniques mais aussi réviser la classification des habitats benthiques EUNIS qui était approximative pour les sédiments grossiers sublittoraux. Ces travaux ont ainsi amené de grandes améliorations aux cartes d'habitats existantes (Coggan et Diesing, 2011). Leurs travaux répondent ainsi à la deuxième interrogation citée précédemment car les auteurs de ces travaux ont eu besoin de définir de nouveaux habitats pour décrire l'ensemble de leur zone. Il semblerait même que certains des assemblages faunistiques décrits dans mon étude préliminaire trouvaient une meilleure correspondance avec les habitats présentés dans les travaux de James et al. (2007) (leur site d'étude se situe dans les sédiments grossiers principalement) plutôt que dans la typologie EUNIS. Cette seconde question était à la base du début des investigations dans le programme CHARM 3 (§

IV.1.3.1) et nos analyses préliminaires confirment les recommandations de James et al. (2007) quant à la nécessité de réévaluer la diversité des habitats benthiques des sédiments grossiers sublittoraux. Cependant, comme ils considèrent d'autres compartiments faunistiques dans leurs analyses, nos travaux doivent être également complétés dans ce sens, d'autant plus que les données ont été collectées mais non analysées. Ces perspectives sont présentées dans le dernier paragraphe de ce Chapitre IV.

IV.4.2 PER Manche Orientale dans le bassin oriental de la Manche

Le travail présenté dans ce chapitre répond aux questions concernant la position écologique de la communauté benthique du PER Manche orientale par rapport à l'ensemble des sédiments grossiers sublittoraux dans le bassin oriental de la Manche.

Dans un premier temps, il semble qu'il y ait une large région dans le bassin oriental de la Manche présentant des caractéristiques macrofauniques similaires, dans laquelle est située la zone du PER manche Orientale. Cela se voit particulièrement sur la MDS (Fig. IV.13) où il y a un groupe de stations très resserrées (groupe G, en gris) dans lequel se situent les stations du PER (commençant par la lettre S) ; la carte associée le montre d'ailleurs très bien. Cet assemblage benthique des sables grossiers a une large répartition spatiale. Ainsi, au vu des grandes capacités de dispersion des larves des organismes de cette communauté (dominance d'organismes produisant des larves pélagiques et ayant une durée de vie relativement longue ; voir § III.3.2.2), il semble y avoir un réservoir riche pour la recolonisation du futur site d'extraction ; cependant ceci n'est pas suffisant car il faut encore qu'il y ait une connectivité des populations benthiques entre elles.

La connectivité est définie comme l'échange d'individus entre populations marines. En effet, les populations benthiques adultes présentant une large distribution spatiale, peuvent être connectées entre elles par la dispersion larvaire dans les courants océaniques, parfois sur de grandes distances. Ce mécanisme est essentiel pour la persistance des populations isolées, la récupération des sites après perturbation et le flux d'informations génétiques (Palumbi, 2003). La connectivité dépend d'un certain nombre de paramètres à la fois liés à la biologie des espèces mais également aux caractéristiques hydrodynamiques de la région d'étude. Les principales sont : la connectivité va dépendre des caractéristiques des larves de l'espèce considérée (durée de vie dans la colonne d'eau, capacités natatoires), de la santé et de l'abondance de la population source (et de leurs fluctuations naturelles), de la perméabilité de

l'environnement (vitesse et direction des courants, température, salinité, etc.), la disponibilité et la convenance de l'habitat à coloniser (Treml et al., 2008). L'ensemble de ces paramètres n'a pas été étudié dans le cadre de ma thèse mais la modélisation de la dispersion larvaire des populations d'*Ophiothrix fragilis* à travers le bassin oriental de la Manche montre que les populations de cet échinoderme semblent agir comme une métapopulation, c'est-à-dire qu'il existe des flux de migrations larvaires continus entre les différentes populations distribuées en taches dans l'ensemble de la zone (Lefebvre et al., 2003). L'intensité des apports larvaires varie dans les populations selon les forçages dus aux vents. Je n'ai pas les arguments permettant d'affirmer que l'ensemble des populations d'espèces des sédiments grossiers sublittoraux ayant des capacités de dispersion larvaire proches de celles des *Ophiothrix fragilis* vont se comporter comme des métapopulations, mais cette étude soutient l'hypothèse d'une certaine capacité de résilience des communautés par rapport aux processus de recolonisation par le recrutement larvaire. Les mécanismes de recrutement peuvent également être importants dans l'établissement des organismes benthiques sur le fond (Ellien et al., 2000 ; Snelgrove et al., 2001).

Dans un second temps, l'étude des caractéristiques fonctionnelles (diversité de Shannon, régularité de Pielou, AMBI, ITI) des assemblages benthiques le long d'un gradient longitudinal a montré que le PER Manche orientale présentait des caractéristiques similaires aux zones environnantes. Il se situe même dans un état intermédiaire par rapport au gradient croissant de diversité et de qualité écologique, et dans les valeurs élevées de richesse spécifique. Coggan et al. (2009) ont également montré que les communautés de sédiment grossier ne sont pas uniformes le long d'un gradient longitudinal dans les eaux britanniques (de 03°00'' W jusqu'à 01°00''E). Cependant, en prenant les observations parallèles aux gradients décrits figure IV.14, les valeurs des paramètres structuraux mesurés semblent décroître d'ouest en est (abondance et nombre d'espèces). Ces auteurs décrivent les patrons de distributions des communautés et ils identifient les habitats benthiques station par station. Ils montrent qu'à travers le bassin oriental de la Manche, la stabilité des sédiments et les processus d'érosion ou de dépôt sont structurants, et que dans beaucoup d'habitats, une faune sessile fixée, très caractéristique des conditions hydrodynamiques et édaphiques du milieu, se développe. L'identification des habitats est donc absolument à mettre en relation avec cette faune fixée à la surface du sédiment qui n'a pas été identifiée durant ma thèse.

IV.4.3 Perspectives de recherche sur les habitats benthiques

IV.4.3.1 Etapes de travail

Comme il a été précisé précédemment, l'étude des habitats benthiques doit prendre en compte non pas uniquement les communautés benthiques sur la base de la faune non dénombrable, mais sur l'ensemble des compartiments faunistiques (endofaune vagile, épifaune sessile, épifaune vagile, mégafaune) et au delà, sur les caractéristiques environnementales du milieu. Les bennes ne sont plus suffisantes, il faut croiser les disciplines de recherche pour interpréter les données terrain en habitats benthiques.

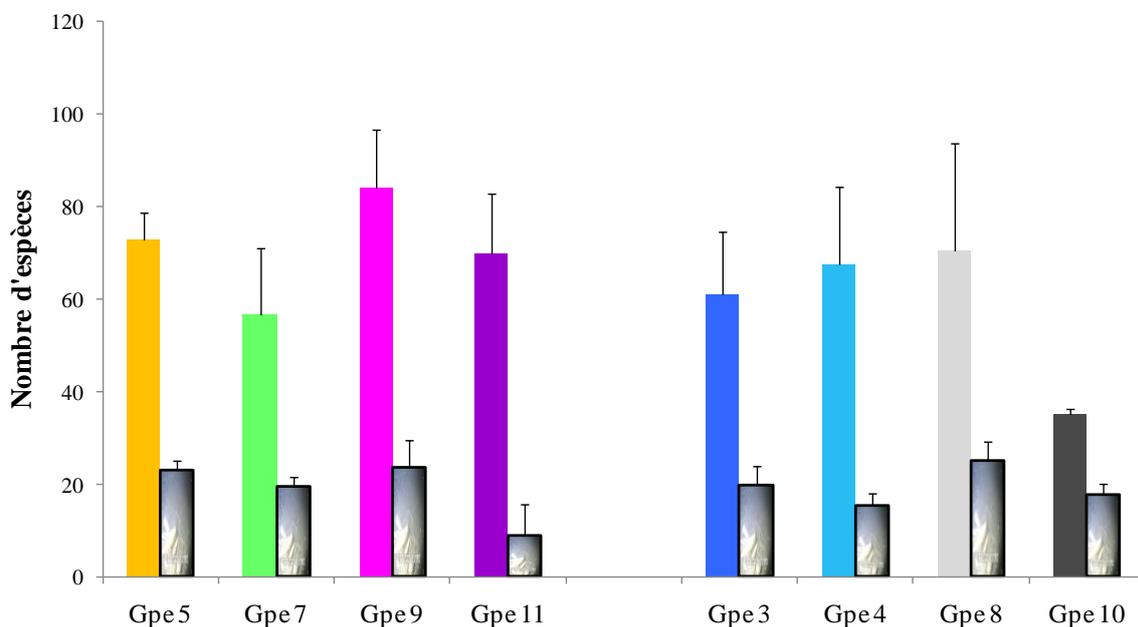


Figure IV.15 : Nombre d'espèces moyen pour un prélèvement de 0,5 m² pour chaque groupe de stations du gradient longitudinal, avec le nombre d'espèces de la faune dénombrable (barres de gauche) et de la faune coloniale (barres de droite).

L'ensemble de ces informations a été compilé au cours de ma thèse mais la faune coloniale obtenue dans les prélèvements à la benne Hamon ainsi que les observations vidéos donnant des renseignements sur l'épifaune sessile, la mégafaune dispersée et sur les profils sédimentaires et la morphologie du fond n'ont pas été analysés. Ainsi, la suite de cette étude va se faire en plusieurs étapes :

- ✓ Identification de l'épifaune sessile coloniale à partir des prélèvements à la benne Hamon des campagnes VIDEOCHARM (la figure IV.15 donne un aperçu de la richesse spécifique que peut représenter ce compartiment faunistique) ;

- ✓ Analyse des vidéo ROV (voir méthodologie § IV.4.3.1) ;
- ✓ Attribution d'un habitat à chaque station quand c'est possible (voir Annexes 6 et 7) ;
- ✓ Analyse des patrons spatiaux de distribution par cette méthode et comparaison aux analyses multivariées présentées dans ma thèse ;
- ✓ Etablissement de la relation avec les paramètres environnementaux et les patrons de distribution des habitats benthiques à travers le bassin Oriental de la Manche.

Aucun aspect de cartographie spatiale des résultats n'est envisagé dans l'optique de produire des cartes d'habitats car les stations sont trop distantes entre elles. Exception faite des données obtenues dans le cadre de la mission VIDEOCHARM où les mosaïques de sonar à balayage latéral vont permettre de mettre en valeur un aspect plus cartographique de ce travail. Les profils au sonar à balayage latéral sont en cours de traitement pour, dans un premier temps mettre en relation les faciès, les caractéristiques sédimentaires superficielles, le benthos associé et les images vidéo.

IV.4.3.2 Apport de la vidéo

Une partie de ma thèse a été dédiée à la mise au point d'une méthodologie pour l'utilisation du ROV Seabotix 200 L² dans le cadre du projet de recherche sur la diversité des habitats benthiques. La description et la manipulation de l'engin sont décrites précédemment (§ IV.2.3.3). Ce paragraphe concernant l'apport de la vidéo met en lumière la méthode d'analyse mise au point ainsi que quelques exemples de ce que ces observations vidéos apporteront dans un futur proche, à l'analyse de la diversité des habitats benthiques de sédiments grossiers du bassin oriental de la Manche développée dans le cadre du projet CHARM 3 et dont l'échéance est en mars voire en septembre 2012. La figure IV.16 présente l'ensemble des 55 observations ROV que j'ai réalisées depuis 2008, en rouge les stations pouvant être exploitées dans le cadre du travail sur la diversité des habitats benthiques des sédiments grossiers sublittoraux et en vert des stations réalisées dans le cadre du programme Seine Aval COLMATAGE, dans d'autres types de sédiments depuis les vases sableuses situées dans l'estuaire de Seine, jusqu'aux sédiments hétérogènes situés plus au large de la partie orientale de la Baie de Seine. Ci-dessous, je présente la méthode mise au point ainsi qu'un rapide aperçu des résultats attendus.

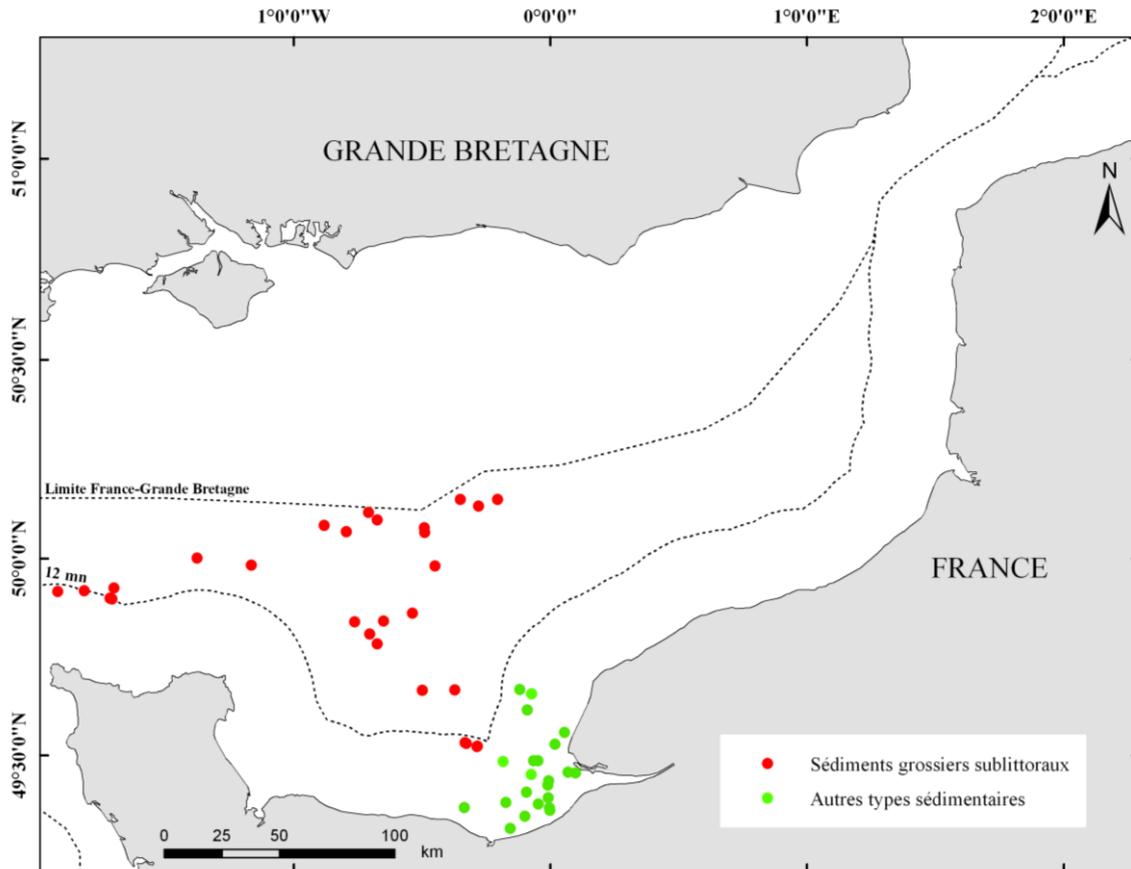


Figure IV.16 : Carte de l'ensemble des observations ROV réalisées dans le cadre de ma thèse dans le bassin oriental de la Manche, avec la distinction des vidéos prises dans les habitats grossiers sublittoraux des autres types sédimentaires.

- *Analyse des vidéos*

Au cours de chaque séquence vidéo le ROV se pose une trentaine de fois sur le fond. A chacune de ces poses est **extraite une image fixe** à l'aide du logiciel de montage Adobe® Première® Pro CS4 (version 4.2.2). Sur chaque image, **le nombre d'individus par espèces** de l'épifaune dénombrable reconnue à l'image est compté et les espèces coloniales sont recensées. Lors de l'identification, le film reste à portée de main, il est rejoué pendant les quelques secondes avant et après la pose de manière à profiter également du mouvement des organismes sur le fond pour les reconnaître ou simplement pour voir qu'ils sont présents. L'identification se fait au niveau taxonomique le plus bas possible. Le substrat est classé en catégories simples (vase, gravier, sable...), et le maximum de commentaires est fait sur la nature du fond. Lorsque le ROV est posé au fond, il est possible de **déterminer la surface de chaque image fixe à l'aide d'une calibration** réalisée au laboratoire. Ainsi, les données sont

rapportées en nombre d'individus par mètre carré après identification de toutes les images. Les images ont été extraites de toutes les vidéos, mais l'identification des espèces et la calibration n'ont pas encore été réalisées.

- *Profils sédimentaires et épifaune sessile*

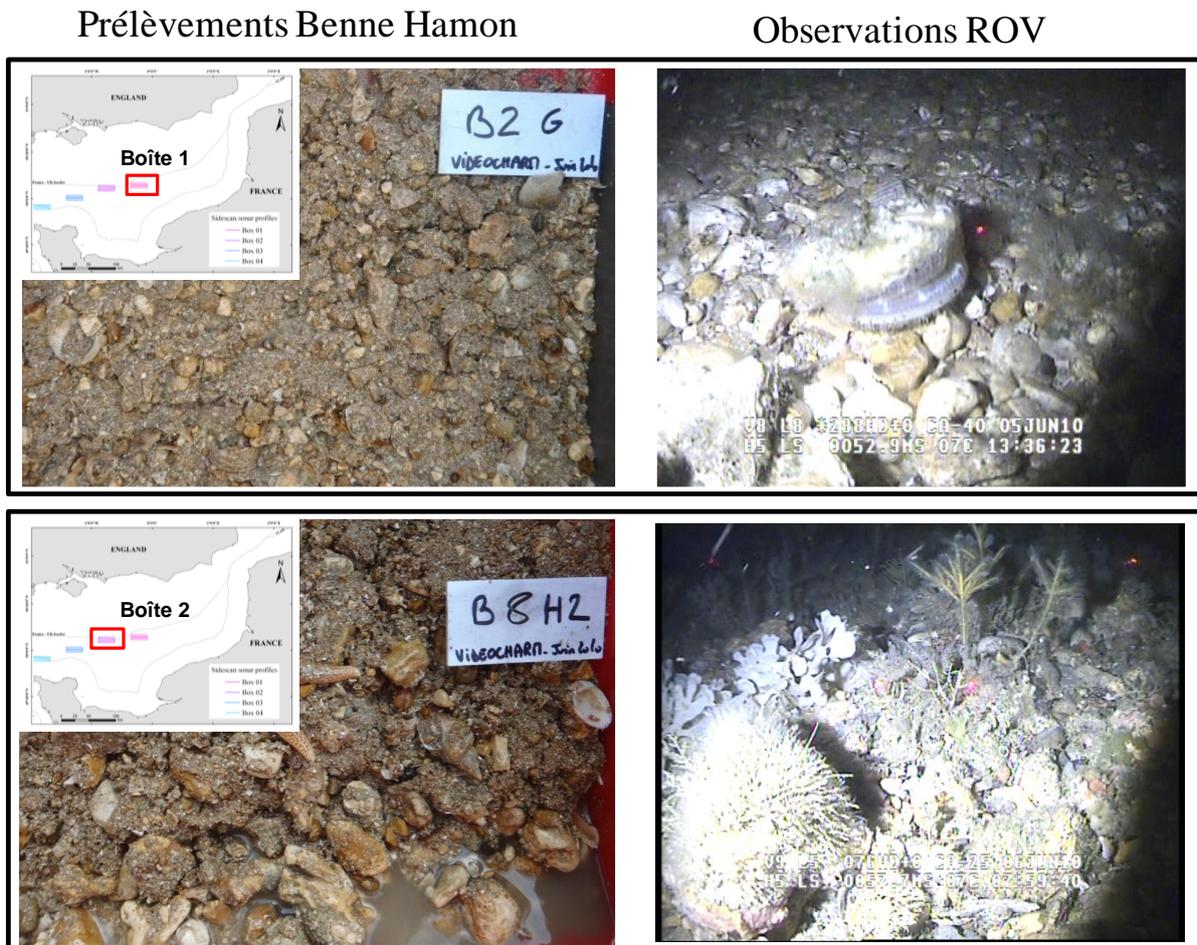


Figure IV.17 : Comparaison de différentes descriptions visuelles du sédiment, par le prélèvement ou par une image extraite d'une vidéo. Les images ROV montrent une grande différence dans la richesse spécifique de l'épifaune sessile entre les deux stations.

Les séquences vidéo apportent une information sur la mégafaune et une partie de la macrofaune visible en surface et sur la dispersion des organismes (ce qui explique les variabilités observées dans les échantillons, très utiles pour interpréter les types d'habitats). Quelques exemples ci dessous montrent les différences qu'il peut y avoir entre ce que l'on prélève et ce que l'on observe (Fig. IV.17), avec un exemple de station avec peu d'épifaune sessile (en haut à droite) et une station avec beaucoup d'épifaune sessile (en bas à droite) alors

que les prélèvements sédimentaires sont homogènes (images à gauche). L'imagerie obtenue par les photos sédimentaires permet également d'avoir des approches différentes de la variabilité des profils sédimentaires (Fig. IV.18).

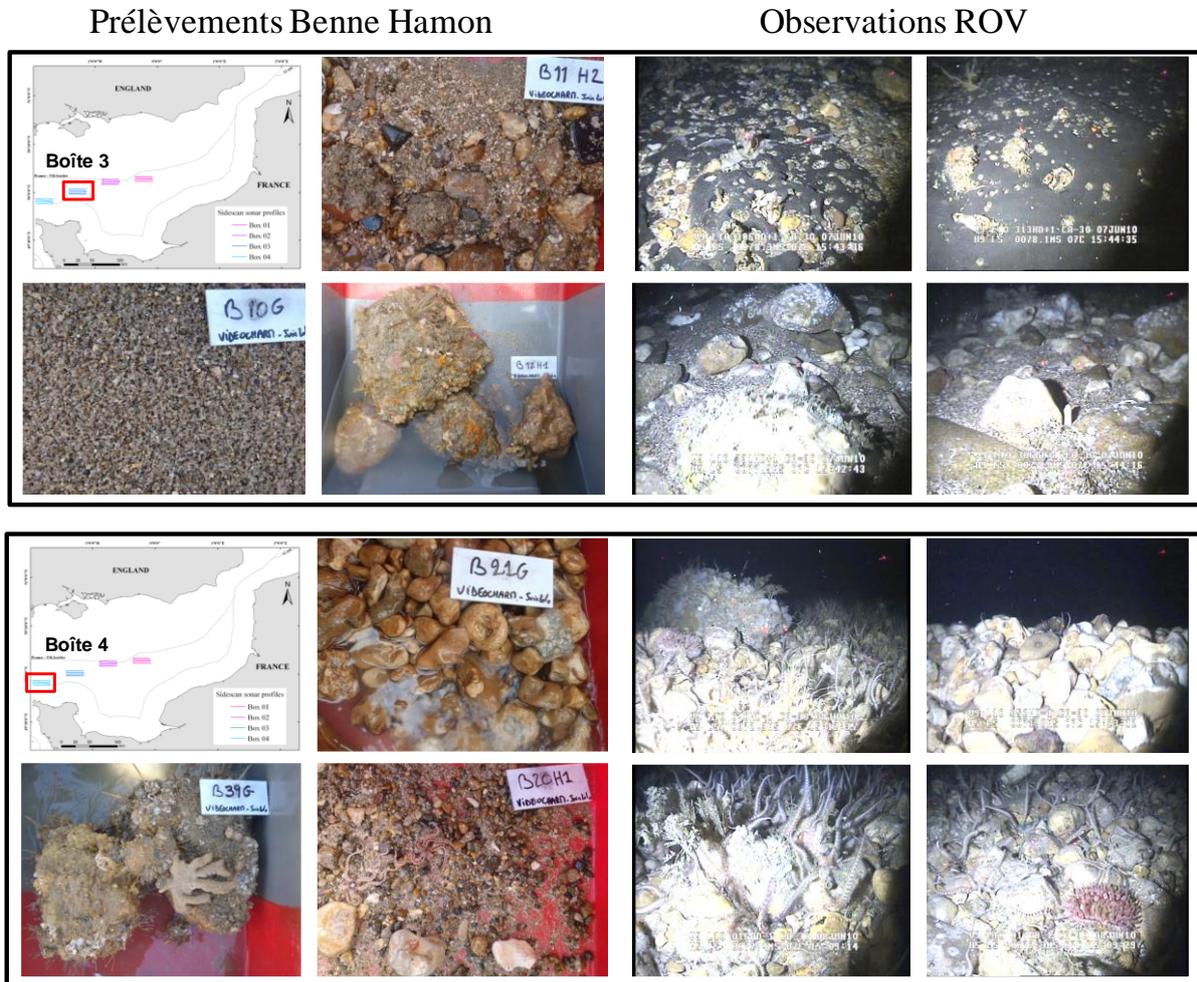


Figure IV.18 : Comparaison de différentes descriptions visuelles du sédiment, par le prélèvement ou par une image extraite d'une vidéo. Les images ROV montrent l'hétérogénéité des profils sédimentaires, que l'on peut observer à l'échelle de plusieurs stations par les prélèvements sédimentaires, ou à l'échelle d'une station, par les observations ROV.

- ***La mégafaune dispersée***

L'abondance de ces espèces a cependant été estimée à partir de chalutages réalisés dans le cadre des études ichtyologiques sur la zone du PER Manche Orientale (Fig. II.2). Quatre campagnes avaient été organisées au cours de l'année 2008 sur cinq stations du suivi benthique de la zone du PER, une à chaque saison avec un chalut de type canadien, à bord du navire de Pêche le « Patron Jean Tabourel » (à raison d'un trait de chalut par station. Le filet

est traîné durant 30 minutes à une vitesse constante d'environ 3 à 4 noeuds dès qu'il touche le fond). Ces données sont l'occasion de comparer la qualité des différents engins d'échantillonnage utilisés en routine pour les observations benthiques, c'est-à-dire la benne Hamon, la vidéo et le chalut pour la connaissance de ce compartiment faunistique qu'est la mégafaune dispersée. En effet, deux stations ont été prélevées avec ces trois engins d'échantillonnage (Tableau IV.7). Cet exemple permet également de montrer la pertinence de la méthode d'identification des espèces macrobenthiques à partir des observations ROV qui ont été décrites ci-dessus. Les observations ROV n'ayant pas été calibrées, les valeurs d'abondance sont données par rapport au nombre d'images extraites de la vidéo, les résultats seront jugés de manière relative.

Tableau IV.7 : Abondances des espèces de la mégafaune dispersée estimées à partir d'un chalut canadien, de la benne Hamon et du ROV aux stations intermédiaires z12 et z23.

Taxon	Chalutage (ind.km ⁻²)		ROV (33 images)		Benne Hamon (ind/m ²)	
	z12	z23	z12	z23	z12	z23
<i>Aequipecten opercularis</i>	21	110	23	15	6	
Anémone			3	1	2	2
<i>Anseropoda placenta</i>	99	16				
<i>Asterias rubens</i>	2134	678	4			
<i>Buccinum undatum</i>	42	24	2			
<i>Chaetopterus variopadatus</i>				1		
<i>Glycymeris glycymeris</i>					4	22
<i>Lanice conchilega</i>				3		
<i>Lepidonotus squamatus</i>					6	
<i>Maja squinado</i>	14	8				
<i>Ophiura albida</i>				2		2
<i>Pagurus spp</i>	21	12	12	11		
<i>Paphia romboides</i>			3		6	
<i>Pecten maximus</i>	7	8				
<i>Pisidia longicornis</i>					32	
<i>Pododesmus squama</i>					2	
<i>Psammechinus miliaris</i>	106	517	5	5	8	
Sabellidae			1			
<i>Tritonia</i>	14				2	

Les densités des espèces prélevées aux stations z12 et z23 en été 2008 sont présentées dans le tableau IV.7 à titre de comparaison entre les engins pour l'échantillonnage de la mégafaune dispersée. Des prélèvements avaient été faits à la même période de l'année, en 2008 à la benne Hamon et au chalut canadien, et en 2010 avec le ROV Seabotix. Le tableau met en évidence que les différents engins ne prélèvent pas les espèces de la mégafaune dispersée de la même manière, certaines espèces telles que *Asterias rubens*, *Buccinum undatum*, *Chaetopterus variopedatus*, *Pagurus bernhardus*, *Aequipecten opercularis* sont trouvés dans les chaluts mais pas dans les bennes, et inversement pour les espèces *Glycymeris glycymeris* ou les petits crustacés comme les *Pisidia longicornis*. Les valeurs d'abondance des organismes récoltés au chalut sont en individu par km², donc une abondance maximale observée pour *Asterias rubens* de 2134 individus par km² équivaut à une abondance d'environ 0,2 individu par 0,5 m². Ainsi la probabilité d'échantillonner cette espèce à la benne Hamon n'aurait été que de un pour cent. Elle n'a d'ailleurs pas été observée par des prélèvements avec cet engin (Tableau IV.7). Le ROV présente par ailleurs, des observations faunistiques comparables à celles faites au chalut. Des abondances en individus par m² peuvent être mesurées et les variances peuvent être estimées (après calibration), contrairement au chalut qui donne une valeur de densité pour une zone.

La mégafaune dispersée est difficile à prélever à la benne Hamon mais ces espèces peuvent représenter des biomasses importantes et être caractéristiques de certains environnements. Ainsi, les observations vidéo, au ROV par exemple semblent être un bon complément pour l'estimation des densités des espèces sur-dispersées. Ce protocole, recommandant l'association des techniques de prélèvement à la benne et les techniques vidéo, est également valable pour les espèces de l'épifaune présentant une surdispersion des individus dans une population donnée. C'est le cas de l'espèce *Ophiothrix fragilis*, absente du site du PER mais cependant largement représentée en Manche sur les sédiments grossiers de la Baie de Seine et du détroit du Pas de Calais. Ce sujet a d'ailleurs fait l'objet d'une publication insérée à la fin de mon mémoire de thèse (Lozach et al., 2011). Ainsi, ces deux cas d'étude montrent les limites des prélèvements à la benne : il y a des espèces qui 'échappent' à la récolte par leur mobilité (*Pagurus* spp, *Aequipecten opercularis*), leur sousdispersion (*Necora puber*, *Cancer pagurus*, *Asterias rubens*) ou leur distribution en agglomérats (*Ophiothrix fragilis*). La mégafaune dispersée représente une partie de la faune difficilement échantillonnée à la benne mais qui reste accessible par des techniques d'observation vidéo.

CHAPITRE V

*« Vers des pratiques innovantes
d'extraction des granulats marins
favorisant la récupération
des communautés benthiques »*

Les granulats se présentent sous forme de grains dont la taille peut aller jusqu'à 125 mm. L'Union Nationale des Producteurs de Granulats (UNPG) définit ces matériaux comme « l'ossature de notre cadre de vie ». En effet, chaque année, 400 millions de tonnes de granulats sont produits pour satisfaire les besoins de la construction en France (www.unpg.fr). Ils peuvent être de diverses origines : des carrières terrestres principalement (de roches meubles et de roches massives) mais également, dans une moindre mesure, des gisements marins (matériaux d'origine alluvionnaire types sables et graviers siliceux et matériaux calcaires) et de la filière du recyclage (mâchefer, produits de démolitions...) (www.unpg.fr). Ils sont utilisés pour contrecarrer l'érosion côtière (sables et graviers), ainsi que pour le génie civil et côtier et pour les travaux du BTP (Bâtiments et travaux Publics), avec des granulats ayant des caractéristiques techniques propre à chaque usage.

Comme il a déjà été évoqué dans le Chapitre II, les ressources en granulats alluvionnaires d'origine terrestre sont de plus en plus difficiles d'accès et les granulats d'origine marine pourraient compenser une partie des besoins. En effet, ils répondent à un certain nombre de contraintes industrielles, notamment par la bonne qualité du matériel ainsi que la diminution de l'empreinte carbone générée par le transport qui se fait par voie fluviale et maritime plutôt que terrestre (wwz.ifremer.fr). A terre, l'exploitation des ressources est gérée par les Schémas Départementaux de Carrières (SDC) (recensement des ressources et des besoins pour orienter l'effort de production) alors que pour les ressources marines aucun instrument spécifique n'est encore développé. Les matériaux marins appartiennent au Domaine Public Maritime et relèvent du code minier en termes de juridiction. Il n'y a pas de document stratégique recensant les sites préférentiels d'exploitation ou de calendrier de mise en exploitation, ni de rapprochement des ressources en granulats marins et des besoins auxquels ils pourraient satisfaire. La gestion des ressources marines se limite à l'instruction des demandes d'autorisation et au suivi des exploitations (Décret n°2006-798 du 6 juillet 2006 ; Secrétariat Général de la Mer, 2006). Ainsi, ce sont les entreprises souhaitant exploiter les ressources de granulats marins qui ont à prendre en charge les enjeux associés, économiques (identification des gisements et de la qualité du produit en fonction des exigences des utilisateurs) et écologiques (gestion des impacts environnementaux).

En ce qui concerne les enjeux écologiques, l'industrie de l'extraction des granulats marins est une industrie mature, c'est-à-dire que la connaissance et la compréhension des impacts environnementaux associés à l'extraction des granulats marins continue de se développer (Newell et Garner, 2006). Au niveau international, l'extraction des granulats

marins en mer est en effet une activité existant depuis plusieurs dizaines d'années déjà, notamment en Grande Bretagne et la recherche scientifique est encore aujourd'hui très active sur le sujet (Foden et al., 2009 ; 2010). L'intégration constante des résultats des travaux sur les impacts environnementaux liés à l'extraction en mer des granulats offre aux entreprises exploitantes l'opportunité de planifier leurs investissements et de mettre au point une bonne pratique opérationnelle ; cela offre aussi aux organismes de contrôle de l'activité industrielle la possibilité de suggérer des voies d'atténuation des impacts environnementaux et de protéger certains attributs clefs du fonctionnement des écosystèmes (Newell et Garner, 2006).

Le G.I.E. G.M.O. (Groupement d'Intérêt Economique Granulats Manche Orientale), fondé en 2003, a recherché des environnements 'favorables' pour l'extraction de granulats marins qui soient susceptibles de perturber le moins possible les autres activités dépendantes qui travailleraient dans le même environnement. Les zones littorales ont une grande importance écologique et subissent de fortes pressions anthropiques donc les sites proches de la côte (entre 0,2 et 6 km) ont été exclus des zones de prospections du G.I.E. pour préférer des sites au large, dans des zones de 50 m de profondeur. Les paléovallées du bassin Oriental de la Manche se trouvent à plusieurs kilomètres de la côte et répondent à un grand nombre d'exigences en termes de qualité des granulats, de la faible fréquentation par les professionnels de la pêche et des conditions environnementales potentiellement favorables à l'atténuation des impacts environnementaux (possibilité d'une exploitation extensive, fort hydrodynamisme). L'expérience des entreprises impliquées dans le G.I.E. G.M.O. leur permet de faire face à la gestion des enjeux économiques, mais beaucoup moins aux aspects environnementaux. Ils ont ainsi fait appel à différents organismes scientifiques pour la réalisation des travaux de recherche sur le PER Manche Orientale, dont la coordination était gérée par l'entreprise G-Tec S.A.

Les enjeux écologiques propres aux extractions des granulats marins concernent : (i) les impacts sur les ressources sédimentaires et la morphodynamique ; (ii) les impacts sur les ressources historiques et archéologiques (paysages, épaves) et (iii) les impacts sur les ressources biologiques (Newell et Garner, 2006). Ce chapitre traite des impacts sur les ressources biologiques en lien avec les changements sédimentaires, et plus spécifiquement des communautés benthiques, qui sont particulièrement atteintes dans le cas des extractions des granulats marins car vivant sur le fond. L'objectif est d'exploiter la bibliographie scientifique concernant les impacts des granulats marins sur l'environnement ainsi que les résultats des recherches effectuées dans ma thèse dans le but d'évaluer les stratégies d'exploitations

établies par le G.I.E. G.M.O. et de proposer un protocole de terrain et un protocole analytique pour la surveillance benthique du site du PER Manche Orientale.

V.1 Gestion environnementale face au dragage des granulats marins

V.1.1 Dragage des granulats marins

L'extraction des granulats marins se fait par dragage, c'est-à-dire par le prélèvement des sédiments sous-marins et par leur transport d'un endroit vers un autre. Le dragage, technologie développée depuis le XIX^{ème} siècle, a subi un fort développement depuis les deux dernières décennies du fait de nouveaux besoins en techniques plus rentables. Il existe en effet une large gamme d'équipements modernes adaptés à la diversité des conditions environnementales pour des travaux de petite à grande échelle (voir annexe 8). Le choix de l'équipement de dragage est déterminé par les besoins de l'utilisateur et les conditions environnementales du site (www.dredgetraining.com).

Les dragues aspiratrices sont les plus couramment utilisées pour l'extraction des granulats marins dans les eaux marines d'Europe nord-occidentale (ICES, 2009). Elles permettent de prélever un mélange d'eau et de sédiment par aspiration sur le fond à l'aide de pompes centrifuges au travers d'un long tube, l'élinde, munie d'un embout, le bec d'élinde (voir Annexe 9). Les sédiments dilués sont amenés vers un puits à bord du navire, dont le volume varie de 500 à 24 000 m³ selon les dragues. La profondeur de dragage est de l'ordre de trente centimètres lors d'un premier passage de l'élinde sur le fond. Lors des travaux sur des fonds marins ayant un taux de sédimentation élevé (sables ou/et graviers), les particules plus fines présentes dans le mélange sont mises en suspension, puis sont éliminées par déversement par-dessus le bord du surplus d'eau (surverse) ou par la cale du navire (la déverse), créant un panache turbide autour de la drague. Une partie des sédiments les plus fins est également remise en suspension sur le fond lors du passage de l'élinde (www.dredgetraining.com). Certains exploitants pratiquent également le criblage, c'est-à-dire une sélection de la taille des particules lors de l'aspiration de manière à avoir des rapports de fractions sédimentaires spécifiques à leurs besoins.

Selon le type de concession accordée, intensive ou extensive, la profondeur de prélèvement finale peut être respectivement de quelques mètres à plusieurs dizaines de mètres, après de nombreux passages de l'élinde. Il existe deux types de dragues aspiratrices : les dragues fonctionnant de manière stationnaire (DS), sur pieux ou sur ancre, qui transportent les sédiments aspirés dans des chalands ou des conduites flottantes et les dragues aspiratrices en marche (DAM), dans lesquelles les sédiments sont chargés dans le puits en continu jusqu'à remplissage et sont transportés ensuite vers le site de récupération (Bassoullet et Guillaud,

1999). Ces dernières dragues sont les plus couramment utilisées dans le bassin oriental de la Manche car elles sont moins sensibles aux conditions environnementales difficiles (ICES, 2009).

Les dragages entraînent des modifications temporaires ou permanentes du milieu marin quelles que soient les précautions prises (<http://wwz.ifremer.fr/drogm/Ressources-minerales/Materiaux-marins/Environnement/Impacts-sur-le-milieu>). La figure V.1 identifie les différentes répercussions physiques (dans les bulles rouges) et biologiques (dans les bulles violettes) liées au passage de l'élinde de la drague aspiratrice sur le fonds et à la surverse. Cette section sur la gestion de l'environnement vise dans un premier temps à expliciter les impacts environnementaux propres à l'extraction des sédiments très grossiers type graviers ensablés et graviers sur le compartiment benthique. Dans un second temps, une série de propositions de bonne pratique de dragage permettant d'atténuer les impacts induits par les dragages est proposé.

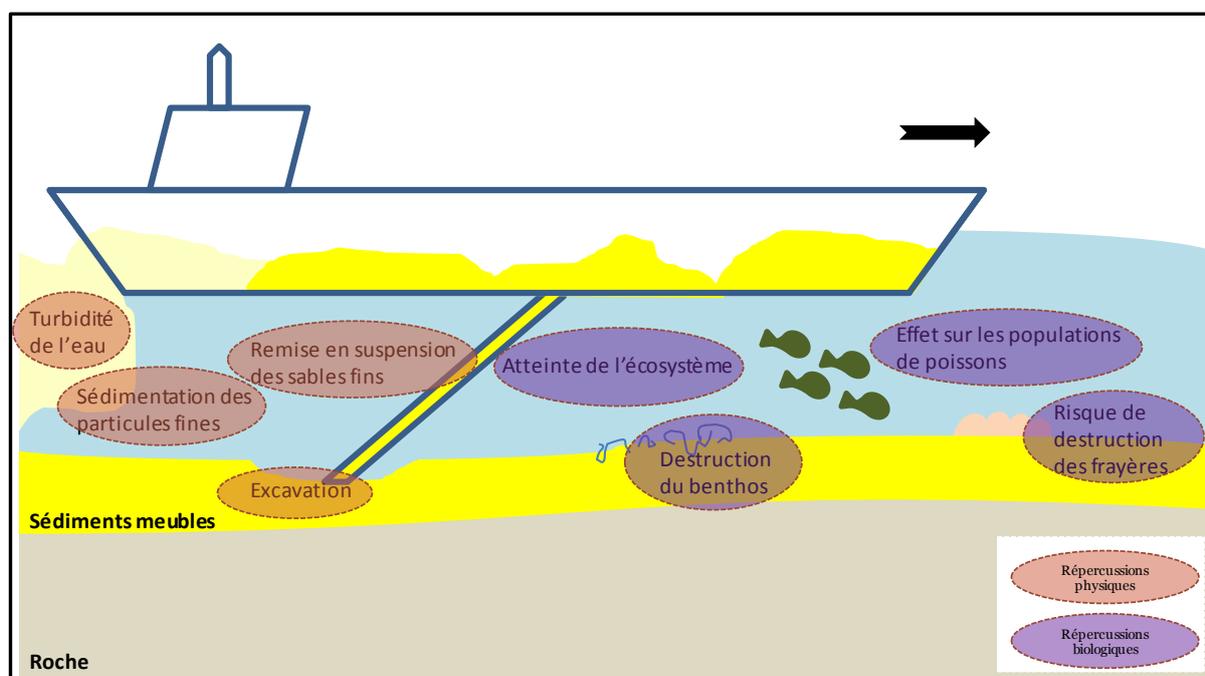


Figure V.1: Impact de l'exploitation du milieu ; répercussions physiques et biologiques induites lors de l'extraction des granulats marins sur le fond par une drague aspiratrice (wwz.ifremer.fr, adapté).

V.1.2 Impacts sur le compartiment benthique

V.1.2.1 Généralités

L'état des lieux des impacts des dragages des granulats marins sur l'environnement est présenté dans le rapport ICES du 'Groupe d'étude sur les effets des extractions des Sédiments

Marins sur l'Ecosystème' (Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem, WGEXT) (ICES, 2009). Les changements environnementaux de l'extraction de graviers marins qui ont été observés dans des sédiments grossiers sur les composantes physiques et biologiques du compartiment benthique ont été passés en revue à partir de ce document et d'autres documents de synthèse (ICES, 1992 ; Newell et al., 1998 ; Hall, 1994 ; Birklund et Wijsman, 2005 ; Foden, 2009, 2010 ; Tillin et al., 2011).

- *Impacts physiques*

- ✓ *Modification de la topographie*

Les dragues aspiratrices prélèvent le sédiment sur le fond à travers l'élinde. Les DAM vont aspirer ce sédiment tout en se déplaçant et vont alors créer des sillons d'environ 2 à 3 m de large sur le fond, tandis que les DS vont être cantonnées à des zones plus réduites et vont alors former des fosses, souvent beaucoup plus profondes (entre 4 et 25 m pour 200 m de diamètre). Quel que soit le type de drague, l'aspiration des granulats sur le fond induit une baisse significative de la profondeur du sédiment sur une large région, celle-ci sera dépendante de la fréquence et du degré d'intensité des dragages. L'utilisation de la drague stationnaire correspond souvent à un dragage intensif, couvrant une petite surface mais une grande profondeur, tandis que la drague aspiratrice en marche correspond à un dragage extensif, sur de plus larges zones et sur des profondeurs plus restreintes.

Les dragues aspiratrices en marche peuvent avoir une capacité de charge de plusieurs milliers de m³, donc elles vont faire des passages répétés sur le fond. Ces dragues n'ont pas de système de positionnement suffisamment précis pour 'aligner' les sillons ; une autre conséquence de ce type de dragage est la mise en forme d'une topographie très hétérogène avec des crêtes de sédiments non dragués entre deux sillons de drague, qui peuvent avoir quelques mètres de profondeur après quelques années d'exploitation.

- ✓ *Changements hydrodynamiques*

Une plus grande profondeur des sillons/fosses peut induire des changements de la profondeur des vagues ou du sens des courants. Dans ce cas, il peut également y avoir des changements dans les processus d'érosion/dépôt localement (un effet bordure) avec des effets possibles sur de plus grandes distances qui peuvent affecter le trait de côte (un effet à distance), avec des changements des taux de transports sédimentaires. La zone du PER est à plusieurs

km des côtes et dans des profondeurs entre 40 et 50 m ; il n'y a pas de risque réel pour les processus d'érosion côtière (Cayocca et Du Gardin, 2003).

✓ Augmentation de la turbidité de la colonne d'eau

L'activité de dragage induit la production d'un panache turbide dans la colonne d'eau. Il est le résultat de la remise en suspension des sédiments fins dans le puits de la drague qui seront rejetés à l'eau par la surverse ou par la déverse. L'augmentation de la turbidité est particulièrement importante parce que l'aspiration et l'accumulation continues des sédiments dans le puits génèrent une très grande quantité de matières en suspension. Le criblage peut également produire une forte turbidité.

L'étendue spatiale du panache turbide de surface va dépendre de la taille des particules rejetées, de la quantité totale de matériel en suspension, de la vitesse de son émission dans la colonne d'eau et des conditions hydrodynamiques locales. La déverse (sous le bateau) favorise une sédimentation des sédiments les plus fins sur le site de dragage, et diminue donc l'étendue du nuage turbide (plutôt que la surverse). Il y a une phase dynamique avec une chute rapide du sédiment sur le fond et une phase passive plus longue : les sables vont sédimenter dans les 200-500 m derrière la zone de relargage par surverse ou déverse (par rapport au sens du courant), et l'eau aura une concentration en silt qui se verra augmentée sur la même distance. La partie visible du panache turbide est souvent limitée à quelques centaines de mètres de la zone d'émission, mais il peut se mesurer sur quelques kilomètres.

Il y a également une augmentation de la turbidité sur le fond due à la perturbation mécanique de l'élinde remettant en suspension les sédiments. Les effets de la turbidité sur la colonne d'eau sont moindres et plus localisés.

✓ Altération du substrat

Un abaissement significatif de la profondeur suite à la formation de sillons ou d'une fosse peut provoquer le dépôt de sédiments fins dans ces dépressions. En effet, le retrait des sédiments par la drague augmente la profondeur d'eau qui fait diminuer localement l'intensité de courants sur le fond favorisant la sédimentation. Dans les fosses, le sédiment s'effondre des parois et tombe dans le fond provoquant également un affinement des sédiments qui peuvent devenir anoxiques. Le remplissage des dépressions dépend ensuite de l'intensité des courants de marée et des vagues, et de leur capacité à mobiliser des sédiments.

Les particules rejetées par la surverse et/ou la deverse sont dispersées latéralement et verticalement par les vagues, la marée et les processus de sédimentation, et cela en même temps que s'effectue le mouvement d'advection par les courants de marée. Il y a formation d'un panache turbide dans la colonne d'eau contenant une plus forte concentration en particules en suspension que les eaux environnantes. L'étendue spatiale de ce panache est déterminée par la composition des sédiments relargués par la drague et par le régime hydrodynamique local : les particules les plus lourdes sédimentent rapidement tandis que les particules sableuses peuvent être transportées sur de plus grandes distances (250-500 m, et jusqu'à 5 km lorsque les courants sont très forts). Les particules sédimentant lors de la phase dynamique vont se retrouver sur le fond et il va y être observé un affinement de la composition du substrat dans la zone de dragage après une période de longue activité de la drague sur un site. Peu d'impact négatif de la sédimentation des particules les plus fines ont été observés sur les zones adjacentes aux sites d'extractions, il a même été observé une augmentation de l'abondance et de la biomasse sur deux kilomètres autour d'un site d'extraction (Newell et al., 2004).

Le criblage (triage ou tamisage) est une opération de traitement qui peut avoir lieu en mer dont le but est de sélectionner les grains en fonction de leur taille. Les mailles du crible (ou tamis) ne laissent passer que les éléments inférieurs à une certaine taille, permettant par criblages successifs de trier les grains et obtenir des granulats correspondants à une granulométrie précise ou répondant à une fourchette définie. Ainsi, selon le type de tamisage les changements peuvent aller d'une altération superficielle de la granulométrie à des augmentations plus significatives des proportions de sables et de vases ou de sédiments grossiers dans le cas de la mise à nu de sédiments graveleux. Cette pratique du criblage est par ailleurs interdite en France.

Certains environnements sont très stables car les conditions environnementales sont reproductibles au cours du temps même si le stress hydrodynamique sur le fond est élevé. Dans ce cas, les traces de dragues vont provoquer une déstabilisation des sédiments qui deviennent mobilisables par les courants de marée locaux et les conditions de vagues. Les sédiments qui seraient restés stables peuvent alors être transportés (Kenny et Rees, 1996). Il en est de même dans les sites où les dépôts sableux, dus à la sédimentation du panache turbide ont transformé des sédiments sablo-graveleux en sédiments plus fins. Un substrat auparavant en équilibre dynamique devient une zone instable (Desprez, 1993).

- *Impacts sur la faune benthique*

L'objectif primaire des dragages est d'extraire les sables et graviers du fond marin ; la grande majorité de la faune benthique, vivant dans les 30 premiers cm du substrat, est donc prélevée dès les premiers passages de l'élinde sur le fond. Cela induit une diminution de 30 à 70 % du nombre d'espèces et de 40 à 95 % du nombre d'individus, ceci estimé à partir des résultats croisés de différentes études d'impacts. Il va y avoir également une forte réduction de la biomasse, associée à une réduction de la production secondaire sur le site pendant la perturbation (Hermsen et al., 2003). Par ailleurs, du fait de l'alternance des sillons de dragues et des zones non draguées, une augmentation de la variance des paramètres structuraux des communautés est observée (du fait du prélèvement de certains échantillons dans les sillons et d'autres en dehors des sillons).

S'il y a eu des altérations importantes du substrat, que ce soit dans la composition sédimentaire ou sa stabilité, des changements majeurs dans la structure et la nature même des communautés vont être observées. Le modèle empirique de Boyd et al. (2004) schématise les deux situations typiquement observées après cessation d'activité sur un site d'extraction de granulats marins de type graviers ensablés au Royaume Uni. Ils distinguent deux cas : les sites où le substrat a évolué depuis des graviers sableux vers des sables graveleux (Fig. V.2a) et les sites où le sédiment reste inchangé (Fig. V.2b). Dans le premier cas il y a un changement significatif de communautés, avec un remplacement des espèces préférant les sédiments de graviers, pour des espèces préférant les sédiments sableux. Dans le second cas, les sédiments restant inchangés, ce sera le même type de communauté qui restera en place.

La sédimentation des matériaux en suspension dans le panache turbide (surverse/criblage) influence les patrons structuraux des communautés. Cela augmente la diversité dans les sables fins, c'est sans effet dans les sables plus grossiers car les organismes sont habitués aux perturbations, mais gênant dans les zones de graviers car il va y avoir un effet d'abrasion des espèces de l'épifaune sessile incrustée s'il y a des transports sédimentaires de sables qui se mettent en place.

Il y a également quelques cas observés d'une action positive des effets de dragage, où, dans certaines conditions d'extraction extensive, le dépôt de sédiments plus fins et la remise en suspension de matière organique présente dans le sédiment et due aux organismes morts par l'action du passage de la drague, induisent une augmentation de la production benthique (Desprez, 1993).

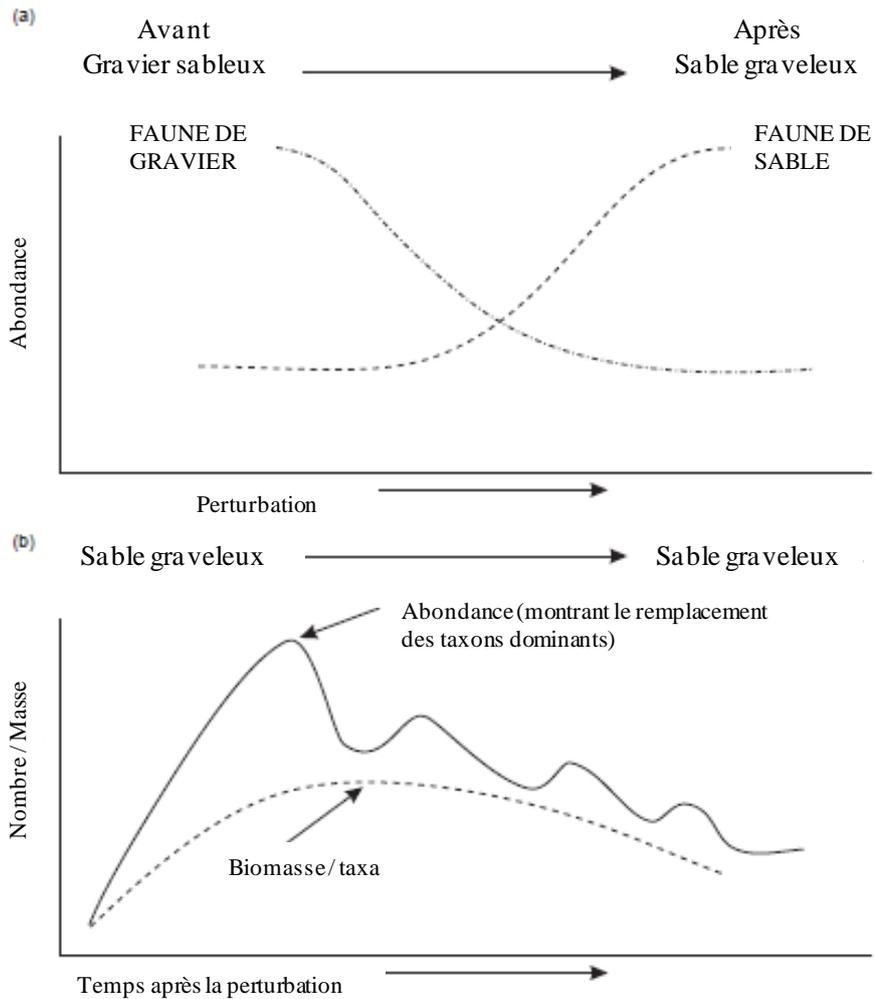


Figure V.2 : (a) Diagramme simplifié montrant le changement de proportion de faune de sédiments de type graviers pour une faune de sédiments de type sables en réponse à un changement de type sédimentaire lié à l'exploitation des granulats marins. (b) Modèle simplifié de changement du benthos après cessation de dragage des granulats marins (d'après Boyd et al., 2004).

V.1.2.2 Quantifier les impacts

- *Définitions*

De manière générale, les extractions des granulats marins créent une perturbation sur le fond, c'est-à-dire « un évènement discret dans le temps qui désorganise les écosystèmes ou la structure des communautés, et induit des changements dans les ressources, dans la disponibilité du substrat ou de l'environnement physique » (Hall, 1994). L'impact de l'extraction des granulats sur le fond va donc modifier différents processus physiques et biologiques du compartiment benthique de l'écosystème et il est important de considérer leurs

interrelations pour comprendre les changements environnementaux. Le modèle de Boyd et al. (2004) suggère d'ailleurs très bien l'importance de considérer les changements sédimentaires pour interpréter l'évolution des communautés benthiques après perturbation (Fig. V.2). Ces impacts à court et à long termes sur les fonds marins et la faune benthique ont été recensés ci-dessus mais cela reste une description très générale des processus mis en jeu suite aux extractions de granulats marins, sans indication des échelles de temps concernées. En effet selon les caractéristiques environnementales de chaque zone, les changements écologiques vont avoir différents niveaux de gravité.

Hall (1994) considère l'effet des vagues et des autres processus hydrodynamiques comme des 'processus de perturbation naturelle' car ils affectent tous les deux les rythmes de mouvements sédimentaires et peuvent induire des changements physiques du sédiment. Ces processus vont être essentiels dans l'évolution à long terme d'un site d'extraction de granulats marins car au fur et à mesure du temps et de l'action de ces processus de perturbation naturelle, les traces de dragages peuvent disparaître partiellement ou entièrement grâce aux processus d'érosion et de dépôts sédimentaires. Pendant ce temps, les communautés benthiques vont également s'installer sur la zone, en conformité avec les principes bien établis de succession écologique (Newell et al., 1998), et leur dynamique future sera étroitement liée aux nouvelles propriétés du substrat. Le fond marin est un environnement dynamique avec des assemblages faunistiques naturellement changeants. En effet, si un environnement perturbé a subi des changements, la communauté macrofaunistique pré-impact va être remplacée par une succession écologique répondant aux nouvelles conditions environnementales.

De nombreux travaux ont aujourd'hui été réalisés dans le domaine de l'évaluation des changements écologiques liés aux dragages et des hypothèses ont été émises pour quantifier l'impact et en prédire l'importance en fonction des caractéristiques écologiques naturelles de la zone et en fonction de certains aspects du protocole de dragage (voir la synthèse de Foden et al., 2009). La méthode la plus couramment utilisée est la mesure des temps de récupération physique (du sédiment) et biologique (des communautés benthiques) pour chaque site affecté (Foden et al., 2009). Ensuite, l'accomplissement de la récupération physique ou biologique s'évalue en fonction des deux définitions communément acceptées dans la bibliographie scientifique : La récupération physique est complète quand l'influence des traces de dragues et des sillons ne sont plus détectables par les techniques d'imagerie et quand la composition sédimentaire est similaire à celle du pré-dragage (Boyd et al., 2004). La récupération

biologique est l'établissement d'une communauté virtuellement non distinguable de son environnement ou des sites de référence non impactés, déterminés en utilisant des méthodes statistiques univariées et multivariées. Cela inclut d'une part, les aspects structuraux de la communauté et d'autre part, les aspects fonctionnels (Cooper et al., 2005, 2008).

- *En pratique*

Il y a une longue expérience des suivis des sites de dragage principalement au Royaume Uni. De ces pratiques, il est possible d'extraire un certain nombre de facteurs influençant les récupérations physiques et biologiques des fonds marins :

- (i) *la taille de la zone* : plus elle est grande et plus la distance à parcourir est longue pour des organismes recolonisateurs ; mais plus elle est petite et plus l'intensité de dragage est forte (Boyd et al., 2004) ;
- (ii) *l'intensité de dragage et la durée totale de l'exploitation du site* : le premier passage de la drague est le plus destructeur car il entraîne le plus fort taux de mortalité des organismes benthiques, mais les passages répétés éliminent les zones non draguées entre les sillons favorisant la recolonisation. Une forte intensité de dragage va altérer de manière significative le substrat, éliminer les espèces les plus résistantes de la communauté et ralentir les processus de récupération physique et biologique (ICES, 2009 ; Boyd et al., 2004, Cooper et al., 2005).
- (iii) *le degré d'altération du substrat* : d'une part la modification de la topographie va altérer les processus d'érosion/dépôt sur la zone et d'autre part le type sédimentaire va influencer le type de faune qui va recoloniser. La multiplication des traces de dragues crée une forte hétérogénéité sédimentaire provoquant une forte variance dans les communautés benthiques (jusqu'à la mise en place d'une mosaïque de communautés sur certains sites) (Boyd et al., 2004 ; Desprez et al., 2010 ; Le Bot et al., 2010), si le substrat est très altéré, la récupération biologique dépendra des processus hydrodynamiques ;
- (iv) *les conditions hydrodynamiques* : elles influencent la récupération physique par la capacité des vagues ou des courants à éroder les crêtes des sillons ou à transporter des sédiments au fond des dépressions (Birchenough et al., 2010 ; Desprez et al., 2010 ; Diesing et al., 2004) ;

- (v) *le type de faune présente avant l'exploitation* : les communautés habitant dans des milieux naturellement perturbés vont être plus résilientes naturellement et récupérer plus rapidement ; il faut donc étudier leurs capacités de résistance et résilience aux perturbations (Boyd et al., 2004 ; Newell et al., 1998 ; Robinson et al., 2005).
- (vi) *Le cumul des activités anthropiques* : cela peut limiter les capacités d'un environnement à récupérer s'il subit aussi un effet de cumul des impacts alentours (Cooper et al., 2007b ; Foden et al., 2010). Si une pression est trop récurrente pour un habitat en récupération, la biomasse et la productivité déclinent et le maintien de la communauté est compromis (Hiddinks et al., 2006).

Une partie de ces facteurs sont des caractéristiques intrinsèques de l'environnement (alinéas iv. et v.) et les autres sont associés au protocole de dragage mis en place sur la zone.

A partir de ces constats, Foden et al. (2009) ont étudié le lien entre le niveau des impacts (taux de récupérations) dus aux dragages à différentes concessions à travers la Manche et la Mer du Nord et les paramètres environnementaux naturels de chaque zone ainsi que l'intensité de dragage. Cette étude inclut la plupart des concessions existantes dans cette région géographique et dont les résultats sont publiés et disponibles, que ce soit dans la bibliographie scientifique ou dans la littérature grise (rapports d'études). Les résultats donnent un bon aperçu de la relation entre les facteurs physiques du milieu et les temps de récupération.

Ces auteurs ont classifié les environnements marins (pré-dragage) par paysages selon la granulométrie, la profondeur et le régime hydrodynamique. Les auteurs distinguent ainsi trois types d'environnements dans lesquels ont lieu des dragages : les estuaires (entre 0 et 30 m), les zones littorales (entre le trait de côte et la zone d'action des vagues) et le plateau continental (délimité dans ce travail par la zone d'action des vagues et la profondeur de 200 m). En ce qui concerne les zones littorales et les zones possible d'extraction sur le plateau continental, trois types sédimentaires sont distingués : les sédiments grossiers, les sédiments hétérogènes et les sables/sables vaseux. Ceux-ci peuvent être par ailleurs soumis à différentes intensités hydrodynamiques estimées selon leur contrainte de cisaillement sur le fond : faibles (de 0 à 1,8 N.m⁻²), modérées (de 1,8 à 4,0 N.m⁻²) et fortes (> 4,0 N.m⁻²). Au final, les sites de dragage sont regroupés en 10 paysages différents (e.g. dans des zones littorales, à faible hydrodynamisme et sédiment hétérogène). Cependant, aucun site de l'étude ne se trouve sur

le plateau continental (au-delà de la zone d'action des vagues) ; donc il n'y a en fait que six types de paysages concernés par les extractions de granulats marins. Les intensités de dragage sont données en tonnes.km⁻².an⁻¹.

Les enseignements généraux de cette étude sont tout d'abord que les habitats les moins sensibles aux extractions de granulats marins sont les estuaires car ce sont des environnements naturellement très variables où les sédiments et la faune sont régulièrement remaniés, les communautés restent naturellement à des stades pionniers de succession écologique. Ils présentent les temps de récupérations physiques et biologiques les plus courts (respectivement 1,67 et 5,25 ans). Les plus grandes surfaces marines concernées par les extractions de granulats marins sont dans les zones littorales de sédiments grossiers avec un hydrodynamisme modéré, où les temps vont cependant être les plus longs pour les récupérations physiques (20 ans) et biologiques (8,7 ans). Par ailleurs, les sites sujets à un très fort hydrodynamisme peuvent voir leurs temps de recolonisation extrêmement réduits (de 3 à 4 ans). Dans un second temps, les auteurs mettent en avant le rôle de l'intensité de dragage par quelques exemples où des sites ayant fait l'objet de fortes intensités vont présenter des temps de récupération très élevés. Cependant, cela n'a pas pu être réellement quantifié car beaucoup de sites subissent une intensité de dragage faible. Enfin, les auteurs expliquent que les impacts physiques et biologiques restent très variables d'un site à l'autre et sont fréquemment site-spécifiques, une notion qui sera développée ci-dessous. L'identification des taux de récupérations physique et biologique devraient permettre de réduire l'impact des dragages en ciblant les dépôts dans les environnements récupérant rapidement.

- *Principe de « site-spécificité »*

La figure V.3 présente la localisation approximative des différents sites d'extraction de granulats marins dans le bassin oriental de la Manche pour lesquels la récupération benthique a été estimée (étoiles noires). Ils se distribuent le long des côtes anglaises et françaises. En effet, à cette échelle spatiale, il y a des grandes différences dans les caractéristiques hydrodynamiques, sédimentaires et faunistiques entre les sites (voir Chapitre I). Le site de l'île de Wight est situé dans les 'Cailloutis et galets circalittoraux à épibiose sessile' ; le site de Hasting dans les 'Sédiments grossiers sablo-graveleux à *Clausinella fasciata* et *Branchiostoma lanceolatum*' et les sites de Dieppe et le site expérimental SIEGMA sont dans la 'Communauté des graviers plus ou moins ensablés'. Chacun de ces sites cités dans la

synthèse de Foden et al. (2009) est situé dans des paysages différents, notamment à cause du type sédimentaire et de l'hydrodynamisme. Il peut également y avoir des historiques différents concernant l'influence anthropique entre les sites (effets cumulés de l'activité de la pêche et des dragages). Ajouté à cela, il existe une diversité des méthodes de dragages, que ce soit par rapport au type de drague utilisé (voir § V.1.1) ou par rapport au protocole et aux mesures d'atténuation employées (voir § V.1.3). Comme il a été détaillé précédemment, tous ces facteurs influencent la récupération du site, et vont compliquer la compréhension des conséquences écologiques des dragages s'ils ne sont pas évalués en amont. Chaque site nécessite une étude complète des paramètres environnementaux propres au site avant la mise en place de toute exploitation ; en effet, chaque exploitation est dite « site-spécifique » (Barrio-Froján et al., 2008, Boyd et al., 2004, Foden et al., 2009).

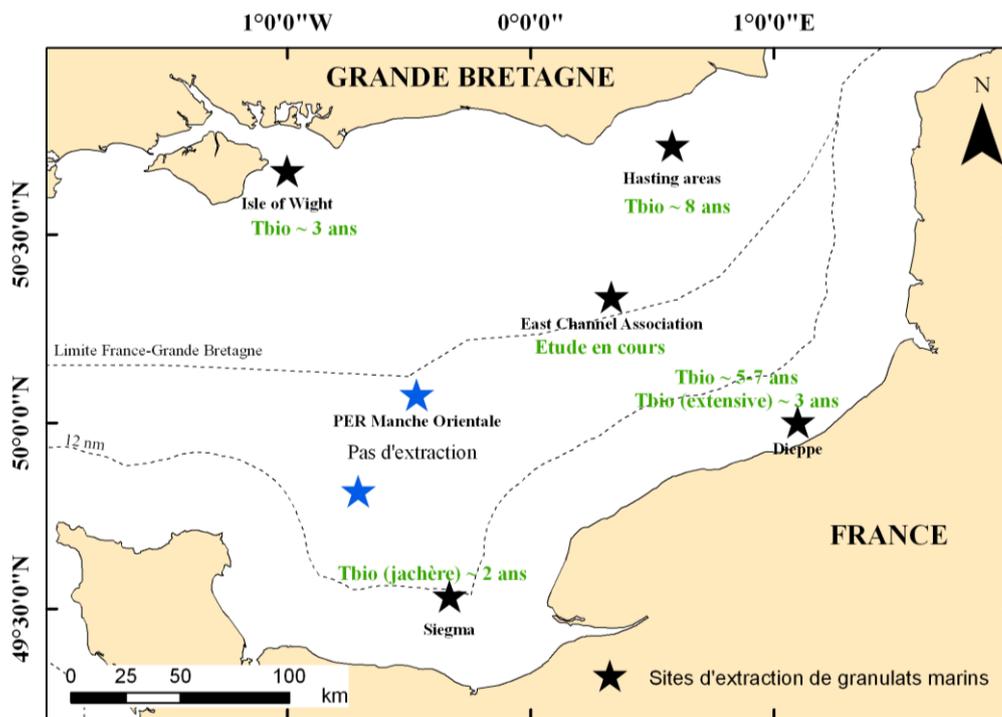


Figure V.3 : Localisation de quelques sites d'extraction de granulats marins dans le bassin oriental de la Manche. Les temps de récupération biologique (Tbio) qui ont été estimés sont mesurés à chaque site et sont indiqués sur la carte, avec certains détails entre parenthèses si des traitements particuliers d'atténuation ont été appliqués (pratique d'une jachère ou d'une extraction extensive plutôt qu'intensive) (d'après Foden et al., 2009 ; The East Channel Association, 2011 ; Desprez, données non publiées).

Ainsi, le degré des impacts physiques et biologiques de l'extraction des granulats marins dépend de nombreux facteurs comme les méthodes d'extraction, la mobilité des sédiments, la topographie et la tension de cisaillement sur le fond (ICES, 1992). Cette site-spécificité limite les possibilités d'extrapolation des valeurs mesurées de temps de

récupération d'un site à l'autre, même si les changements écologiques généraux sont les mêmes (Gubbay, 2003). En effet, ce sont les processus de récupération propres à chaque site qui vont contrôler la récupération.

Le croisement de toutes les études sur la récupération après extraction de granulats permet cependant d'identifier les habitats les plus sensibles et quels peuvent être les facteurs majeurs d'atténuation de l'impact. Donc une estimation de l'échelle des effets et des conséquences est possible pour n'importe quel projet site-spécifique d'extraction s'il y a une bonne connaissance des conditions environnementales du site (ICES, 1992). Ces connaissances site-spécifiques de l'environnement doivent ainsi être à la base de la mise en place d'un protocole de dragage à un site donné pour favoriser la récupération du site.

V.1.3 'Bonne pratique' de gestion des dragages

V.1.3.1 En quoi cela consiste-t-il ?

La confidentialité commerciale a longtemps empêché la transparence des activités d'extraction de granulats marins. Par un effort commun des gouvernements et par la volonté même des industriels, l'information sur les opérations de dragage en mer est devenue aujourd'hui plus accessible par la diffusion de nombreux rapports et publications scientifiques sur le sujet, notamment au travers d'internet (Gubbay, 2005). Le partage des connaissances concernant les différents enjeux propres à l'extraction des granulats marins est par ailleurs essentiel à toutes les phases d'une exploitation (Fig. V.4). En effet, que ce soit pendant les premières phases d'*exploration des sites potentiels* ou d'*évaluation du projet*, il faut se renseigner dans la bibliographie sur les possibilités de développer une exploitation rentable (qualité du minerai, taille potentielle des gisements, localisation, méthodes d'extraction...) et sur la capacité à assumer les enjeux économiques et écologiques qui lui sont associés. Ensuite, lors de l'*étude d'impact* et en préalable de l'*exploitation du site*, il faut recenser les caractéristiques environnementales (site-spécifiques) et les comparer aux différents travaux scientifiques existants pour comprendre et évaluer le niveau d'impact qu'entraîneront ces activités en mer. En fonction de ces résultats, il sera ensuite nécessaire d'être guidé pour mettre en place les différentes opérations de dragage dans le but d'atténuer les impacts négatifs sur le site et ses alentours. Enfin, la nécessité de prendre en charge la *réhabilitation* du site (action prise sur un site donné pour le restaurer ou pour favoriser sa valeur écologique suite à une perturbation anthropique) si les suivis environnementaux indiquent des impacts

trop néfastes pour l'écosystème (un critère étant le potentiel de récupération des communautés benthiques) sera évaluée à la fin de l'exploitation.

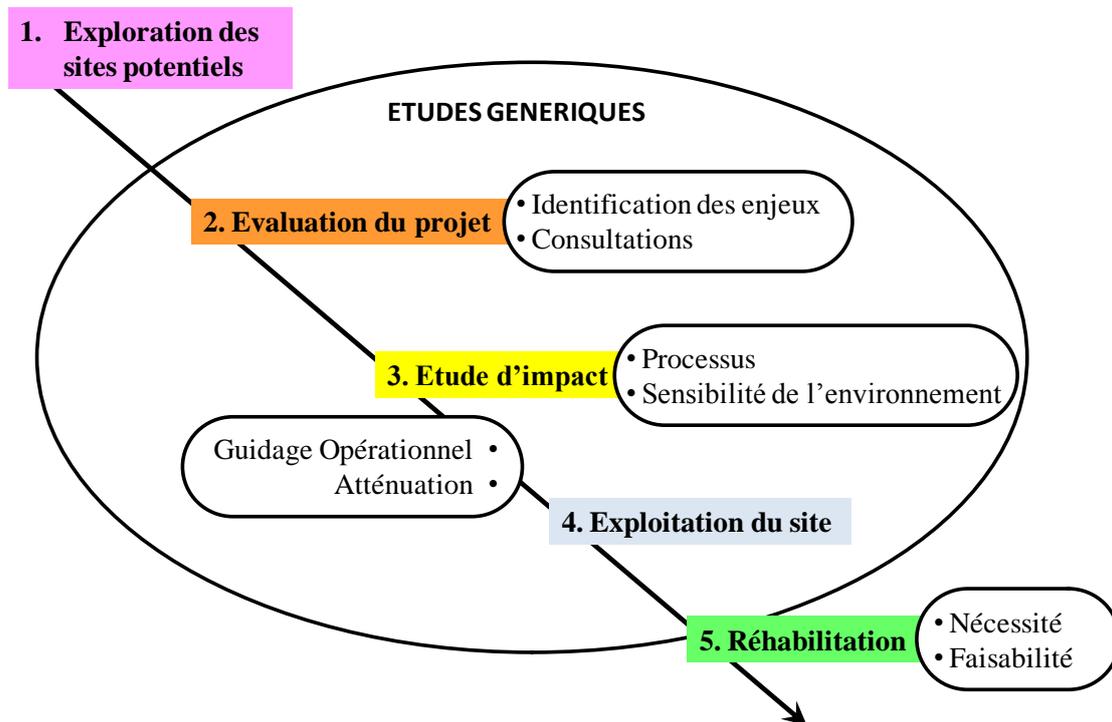


Figure V.4 : Les différentes phases de la vie d'une exploitation d'un site d'extraction de granulats marins (adapté de Newell et Garner, 2006).

Les phases 1, 2 et 3 de la vie d'une exploitation demandent des connaissances qui sont propres au site étudié (Fig. V.4). A la fin de l'étude d'impact (phase 3), il est en revanche temps de prendre en compte les considérations d'ordre plus général permettant un guidage des opérations de dragage afin d'atténuer au maximum les impacts négatifs de l'exploitation des granulats marins sur l'environnement (voir § V.1.2). C'est ce qui s'appelle avoir une 'bonne pratique' de la gestion des opérations de dragage. Cette recommandation est d'ailleurs stipulée dans les documents d'orientation du gouvernement français pour mettre en place une politique nationale d'extraction de granulats marins : « *Conduire des études sous le contrôle ou mieux, à l'initiative de l'État, pour définir les bonnes pratiques en matière d'études d'impacts et d'extractions de granulats marins, et explorer les moyens de réduire ou de compenser leurs impacts négatifs* » (Secrétariat Général de la Mer, 2006). Le but précis est d'identifier les stratégies de gestion pour minimiser les conséquences des dragages pendant l'exploitation et de maximiser les perspectives de récupération physique et biologique. Il existe aujourd'hui une bibliographie très fournie sur le sujet, que ce soit des rapports de synthèse ou des publications scientifiques expérimentant les impacts de telle ou telle pratique

de dragage. En effet, les besoins pour une atténuation site-spécifique sont associés aux techniques modernes de dragage qui ont beaucoup évolué ces dernières années (ICES, 2009). Ces règles ont pour but de guider la mise en place des protocoles de dragage ; elles ne visent pas à être des règles strictes à suivre, d'autant plus que nombre d'entre elles restent peu expérimentées (Boyd et al, 2004 ; The East Channel Association, 2011).

V.1.3.2 Propositions concrètes

Les changements écologiques sont inévitables lors des opérations de dragages, mais les mesures d'atténuation et les efforts de réhabilitation peuvent minimiser les impacts et faire en sorte qu'ils soient dans les valeurs prédites, considérées comme tolérables (Sutton et al., 2008 ; ICES, 2009). Le tableau en annexe 10 indique les ouvrages consultés pour produire une liste la plus complète possible des recommandations de bonne pratique de gestion des dragages des granulats marins. Le tableau V.1 présente ainsi les 23 recommandations, avec une courte explication sur leur intérêt pour atténuer les impacts négatifs des dragages sur les fonds marins et pour améliorer la récupération. La liste est ordonnée suivant le score de chacune de ces mesures, c'est-à-dire le nombre de documents dans lesquels chacune a été proposée. Les références bibliographiques sont indiquées sous forme de numéros de 1 à 24 correspondants aux lignes du tableau en annexe 10.

Ce sont les entreprises exploitantes qui doivent prouver que leur projet est écologiquement acceptable (ICES, 2009), c'est-à-dire qu'une planification stratégique de l'exploitation avec une concertation scientifique et politique pour réduire les pressions sur l'environnement a été mise en place. La liste de recommandations présentées ci-dessus est un moyen de 'labelliser' un projet d'exploitation, en vérifiant la prise en compte de suffisamment de mesures d'atténuation pour accepter les risques écologiques associés à la mise en exploitation d'un site donné. Il faudra bien sûr vérifier avant, pendant et après exploitation la mise en place de ces mesures d'atténuation par les entreprises. Et si cela n'est pas respecté, ils pourront modifier ou redessiner leur protocole pendant l'exploitation, ce qui n'est pas valeur courante dans les concessions en activité.

Ces recommandations seront reprises dans le paragraphe suivant (§ V.2) sous la forme d'une grille d'évaluation pour le protocole de dragage établi par le G.I.E. G.M.O. afin d'examiner le protocole de dragages du futur site d'extraction au PER Manche Orientale.

Tableau V.1 : Recommandations des bonnes pratiques de dragage, listées en fonction de leur score (nombre d'ouvrages les citant). Le code des ouvrages correspondant est indiqué dans la colonne des références bibliographiques (voir annexe 10). Des remarques concernant leurs applications sont indiquées dans la dernière colonne.

Recommandations	Références bibliographiques	Scores	Remarques
A Choisir la ressource pour éviter le criblage et/ou limiter la surverse	3./4./5./6./7./11./13./14./16./24./	10	Il est recommandé de limiter, voire d'interdire, le criblage des sédiments sur site et de limiter le panache turbide pour éviter d'altérer trop profondément le substrat à l'intérieur et à l'extérieur du site d'exploitation.
B Avoir une bonne connaissance de l'environnement du site	1./ 2./ 3./ 4./5./6./7./14./21./22./	10	Il n'y a pas de localisation idéale d'une exploitation, c'est un compromis entre récupération rapide et impact minimum. Il faut donc connaître les caractéristiques physiques et biologiques du site pour en connaître la sensibilité aux extractions.
C Appliquer des fermetures saisonnières	4./5./6./7./11./ 14./17./24./	8	Il existe différentes propositions selon les enjeux écologiques : favoriser la ponte des harengs (fermeture hivernale), permettre la reproduction ou le transit de certaines espèces et favoriser le recrutement benthique (fermeture estivale). Cela peut également être pour limiter les conflits d'usages (comme la pêche).
D Dragage intensif vs dragage extensif	3./6./7./12./14./23./24./	7	Un dragage intensif permet de limiter le nombre et la surface des sites d'exploitation, et donc leur empreinte sur les fonds marins ; tandis qu'un dragage extensif sera sur de grandes surfaces mais avec des intensités de dragage plus faibles, plus favorables à la recolonisation.
E Limiter la profondeur de dragage	1./4./6./7./11./14./20./	7	Les dépressions moins profondes récupèrent plus rapidement.
F Appliquer des faibles intensités de dragage	1./4./7./13./16./23./	6	L'intensité de dragage fixe le point de départ de la recolonisation : le nombre d'organismes benthiques détruits augmente avec l'intensité de dragage et il y a plus de refuges non dragués entre les sillons préservant des organismes quand l'intensité est faible. Il y a moins d'effet sur la composition sédimentaire.
G Mesurer une ligne de base	1./2./5./13./15./	5	Les lignes de base (baseline) sont nécessaires pour évaluer les récupérations physique et biologique après cessation de dragage et donc connaître le niveau d'impact environnemental du site.
H Utilisation d'une boîte noire enregistrant l'activité de la drague	1./2./4./11./13./	5	Cela permet de surveiller l'activité de dragage et les intensités appliquées sur le fond (EMS : Electronic Monitoring System).
I Zonation spatiale	4./ 7./11./ 12./14./	5	Travailler avec des zones discrètes dans la concession de manière à concentrer l'activité sur une zone à la fois, pour les laisser récupérer des zones une fois les quotas atteints. Eviter les zones à forte valeur écologique.
J Etudier les modalités de réhabilitation des zones d'extraction	6./7./10./13./15./	5	Cette réhabilitation serait à la charge de l'exploitant, budgétisée au départ du projet. A terre, il existe un savoir-faire en la matière donc ces orientations pourraient être développées en mer .
K Mettre en place une approche régionale pour gérer les effets cumulés	4./5./6./14./	4	Optimiser les distances entre les sites de dragages et achever l'exploitation d'un site avant de commencer à un autre.
L Dragues aspiratrices en marche versus dragues statiques	13./14./19./	3	Pour des faibles intensités de dragage : les DAM perturbent une plus grande surface sur le fond mais la récupération est plus rapide, les DS ont un impact plus négatif, mais plus localisé.

Tableau V.1 : suite.

	Recommandations	Références bibliographiques	Scores	Remarques
M	Minimiser l'altération du substrat	1./12./18./	3	Le rétablissement d'une communauté benthique similaire à celle pré-dragage ne peut être atteinte que si la topographie et la composition sédimentaire originale sont récupérées. Il faut également que la stabilité du sédiment ne soit pas altérée.
N	Faire des zones d'exclusion	4./10./11./	3	Faire des zones tampons entre les zones de dragages comme refuges pour les organismes benthiques. Il peut également y avoir des zones d'exclusion pour les espèces importantes (type <i>Sabellaria spinulosa</i>).
O	Limiter la fréquence des dragages	1./5./	2	La fréquence de dragage détermine si l'habitat a le temps de récupérer avant d'être affecté par une autre perturbation.
P	Pratiquer la jachère	1./7./	2	Cela reste peu testé, mais l'environnement bénéficie de rotation des opérations de dragage entre les zones, cela améliore la récupération biologique.
Q	Partager l'expérience de gestion et les données environnementales	4./12./	2	Le but est de favoriser le développement des meilleures pratiques de dragage
R	Limiter les conflits d'usage	6./12./	2	
S	Favoriser l'installation des exploitations aux sites où les communautés benthiques sont habituées aux perturbations	20./	1	Les communautés seront alors naturellement résilientes et la récupération biologique se fera plus rapidement
T	Eviter les exploitations proches du littoral	6./	1	Il y a des risques pour l'érosion côtière
U	Faire un usage approprié des équipements de dragage	14./	1	La remise en suspension des sédiments peut être limitée en optimisant la vitesse des DAM, la position de la tête de l'élinde et la puissance de la pompe
V	Adapter les techniques de dragages en fonction des conditions hydrodynamiques	14./	1	Choisir l'orientation des dragues par rapport au sens du courant principal pour réduire le panache turbide
W	Améliorer les technologies de dragages et les pratiques de gestion	4./	1	Le but est d'assurer le développement durable de ces ressources minérales limitées

V.2 Quid du protocole de dragage du PER Manche Orientale ?

Le G.I.E. G.M.O. a déjà terminé les phases 1, 2 et 3 de la mise en place de l'exploitation du PER Manche Orientale (Fig. V.4), et il est aujourd'hui en délai administratif après avoir déposé sa demande de concession début 2010 pour l'obtention des autorisations gouvernementales avant de démarrer l'exploitation. L'étude d'impact a été réalisée en 2007 et 2008 au cours de laquelle une série d'études sur les caractéristiques physiques et biologiques du futur site d'extraction (voir Chapitre II) a été faite. De plus, des opérations de mesures de terrain destinées à récolter des informations nécessaires à l'étude du panache turbide créé lors des opérations de dragage ont été menées.

Il est nécessaire d'inscrire dans le dossier de demande de concession une proposition de stratégie d'extraction sur les sites retenus, validée par un comité scientifique. Ce document a été rédigé pour le G.I.E. G.M.O. par l'entreprise G-Tec S.A. Le protocole de dragages (moyens et techniques mis en œuvre) ainsi que les mesures d'atténuations prévues sont rappelées ci-dessous puis évaluées à partir de la synthèse bibliographique des recommandations de bonne pratique de dragage présentées auparavant. Les protocoles présentés dans ce paragraphe sont classés confidentiels par l'entreprise. Mr Jan Vandebroek, ingénieur et directeur technique de l'entreprise S.D.I., représentant du Comité Technique chargé de gérer les travaux de recherches au site du PER Manche Oriental, m'a donné l'autorisation de les présenter dans ma thèse.

V.2.1 Moyens d'extraction des granulats marins

Le G.I.E. G.M.O. prévoit l'utilisation d'une drague aspiratrice en marche. C'est un navire adapté à la navigation en mer qui a la capacité de remplir, à l'aide d'une ou plusieurs pompes centrifuges, un puits intégré à sa structure tandis que le navire avance lentement. Ces dragues ont un haut degré de manœuvrabilité grâce à une propulsion à deux hélices et un puissant propulseur d'étrave. Ces navires sont relativement indépendants des conditions météorologiques ou de l'état de la mer et occasionnent une faible gêne pour la navigation des autres bateaux (pas d'ancrage ni de conduites flottantes). Par ailleurs, elles peuvent transporter les matériaux dragués sur de longues distances et ont une productivité élevée du fait de leur totale autonomie une fois en mer. Ces dragues ont en revanche l'inconvénient de diluer les matériaux excavés pendant le processus de chargement.

La drague Charlemagne est une DAM conçue spécifiquement pour le dragage de graviers en pleine mer (Fig. V.5). Son puits a une capacité d'environ 5000 m³ et elle est équipée d'une conduite d'aspiration permettant de réaliser des dragages à des profondeurs de 60 m. Cette drague se décharge à l'aide d'un grappin central (alors que d'autres dragues s'ouvrent par la coque pour déposer les matériaux sur le fonds, qui sont ensuite re-pompés) qui alimente un convoyeur déposant les matériaux sur le quai. Le puits a la particularité d'être équipé d'un système de drainage permettant de sécher les sédiments dragués avant le déchargement.



Figure V.5 : La drague aspiratrice en marche Charlemagne (crédit photo : P-A Duclos-GIS SIEGMA/GIE GMN)

- *Contrôle du panache turbide*

Le G.I.E. G.M.O. a réalisé une série de dragages expérimentaux sur le site du PER Manche Orientale en période de vives-eaux au mois d'août 2008. A l'aide des résultats de ces expérimentations, il a été décidé de réaliser les opérations de dragage en se déplaçant face à l'axe principal des courants. Ceci pour deux raisons : pour un bon déroulement des opérations de dragage et pour réduire l'étendue latérale du panache turbide.

Le PER Manche Orientale est situé dans un secteur à fort hydrodynamisme où les courants de surface sont de l'ordre de 2,5 à 3 nœuds en vives-eaux moyennes et à des profondeurs moyennes de 40 à 45 m. Il faut donc tout d'abord limiter les tensions exercées par le courant sur l'élinde, qui seraient trop fortes en naviguant perpendiculairement au

courant. Ensuite l'alignement des lignes de dragages avec l'axe tidal présente l'avantage de réduire l'étendue latérale du panache turbide : les résultats du dragage expérimental ont mis en évidence que cela permet de diminuer la largeur du panache turbide (150 contre 300 m a contre-courant), sa longueur (2 400 contre 2 800 m) ainsi que sa durée de vie (20 à 25 contre 45 min) (Fig. V.6). La turbidité de la colonne d'eau sera par ailleurs plus importante. Pour accentuer la sédimentation à l'intérieur du site d'extraction, le relargage des eaux de surverse se fait sous la coque du navire.

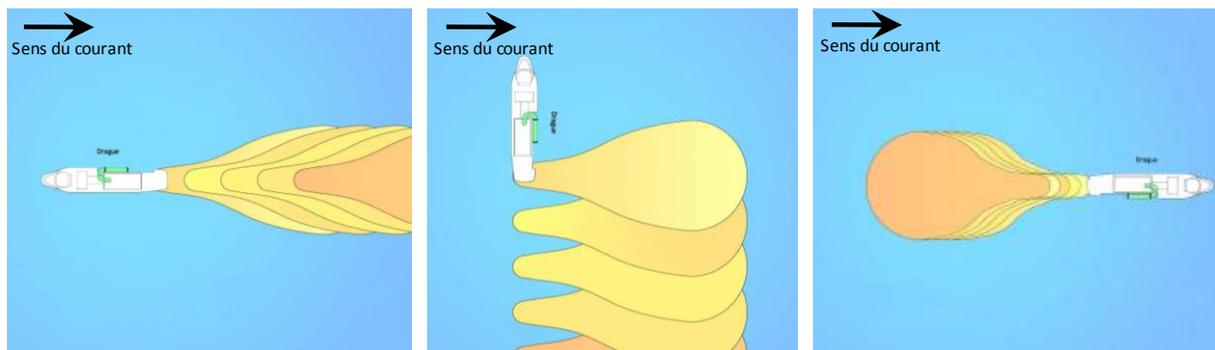


Figure V.6 : Illustration de l'importance du panache turbide en fonction de l'orientation de la drague par rapport au courant selon trois directions de navigation (extrait du protocole de suivi des dragages expérimentaux du G.I.E. G.M.O.).

- *Modérer la profondeur d'extraction*

Les passages répétés de la drague sur le fond peuvent induire le creusement de sillons de profondeur variable et parfois très élevée (jusqu'à 12 m). Or, plus la profondeur d'exploitation est importante, plus les impacts physiques, hydrodynamiques et environnementaux sont néfastes à la récupération du site. Les épaisseurs du gisement au sein des zones du PER Manche Orientale varient entre 3 m et plus de 10 m localement. Les prospections géophysiques ont permis d'évaluer le volume théorique minimal de la ressource minérale à près de 430 millions de mètres cubes (Mm³). Ainsi, le G.I.E. G.M.O. prévoit de limiter les travaux d'exploitation à une profondeur moyenne de 2 m, et d'approfondir la zone de manière systématique (éviter les sur-profondeurs locales).

Pour cela, la drague avance lentement de manière continue (2 à 5 nœuds) dans une direction donnée. Les trajectoires de la drague devront être les plus rectilignes possibles et éviter les virages serrés. La durée de remplissage du puits de la drague Charlemagne est estimée entre 2 et 5 h.

V.2.2 Planification stratégique des opérations de dragage

Le G.I.E. G.M.O. a mis en place une planification stratégique de ses activités de dragage en mer pour l'ensemble de la durée de la concession (50 ans demandés) prenant en compte un certain nombre de recommandations, répondant aux bonnes pratiques de dragage mais également aux avis du comité scientifique mis en place dans le cadre du Permis Exclusif de Recherche. Ce programme de dragage va générer un certain nombre de contraintes pour l'exploitant, qui pourront présenter au final des avantages à la fois écologiques et économiques lors de la mise en exploitation.

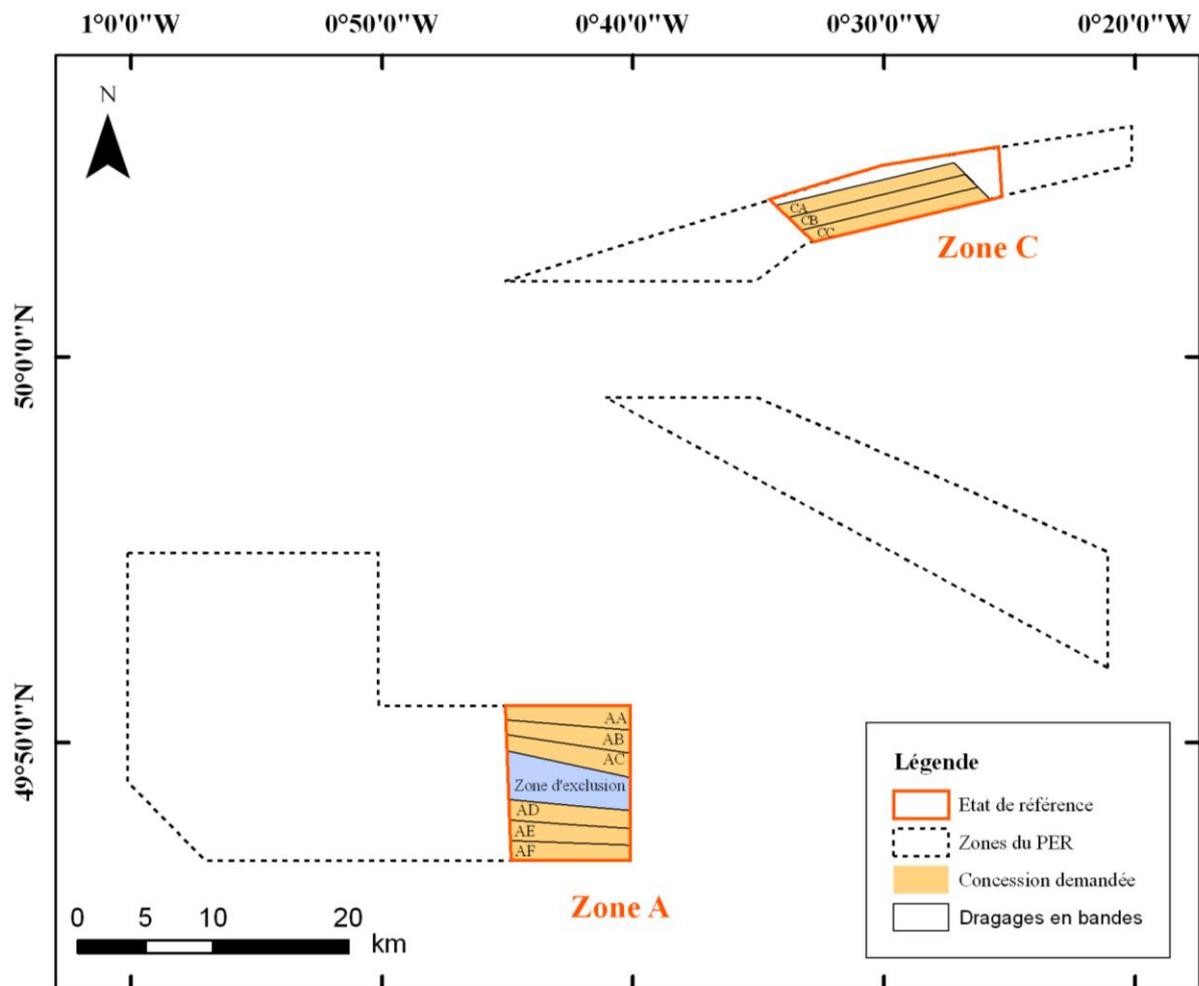


Figure V.7 : Programme d'exploitation du PER Manche Orientale, découpage en bande des concessions demandées dans les zones A et C.

Sur l'ensemble du PER Manche orientale, qui représentait au départ une surface totale de 360 km², seuls 50 km² ont été demandés pour la concession (Fig. V.7). Leur localisation est déterminée à la suite du processus d'exploration de l'ensemble de la zone et des résultats

des études d'impacts. Les zones ont été retenues en raison des caractéristiques physiques du gisement (ressource homogène et de qualité sur des profondeurs suffisantes ; absence de blocs décimétriques ou d'épaves) et pour ses caractéristiques biologiques (pas d'espèces protégées ou remarquables, pas d'espèces benthiques commerciales en densité suffisante pour une exploitation, communautés benthiques et ichtyologiques typiques de la Manche).

L'une des mesures principales du programme de planification des dragages est 'l'exploitation en bandes alternées'. Cette mesure est un compromis entre une exploitation extensive et un aménagement de l'organisation des dragages, pour favoriser les processus de récupération biologique par la recolonisation.

Les zones de concession demandées sont divisées en bandes étroites toutes orientées dans la direction des plus forts courants de vives eaux moyennes (en moyenne 5,9 km de long pour 900 m de large en zone A et 8,6 km de long pour 700 m de large en zone C) (Fig. V.7). Le but est de mettre en place des cycles de dragage/récupération. La simulation de cette stratégie d'exploitation est présentée figure V.8. Il y a six bandes en zone A, trois au nord et trois au sud d'une zone centrale dite d'exclusion où aucun dragage n'aura lieu et trois bandes en zone C. Le principe est d'exploiter une unique bande par zone (A et C) jusqu'à atteindre le volume autorisé (qui dépend de la profondeur moyenne d'extraction, voir § V.2.1). Lorsque le volume total est atteint, l'extraction cesse sur cette bande et peut commencer sur une autre. De plus, deux bandes contiguës ne sont jamais exploitées successivement (Fig. V.8). L'extraction se fait sur une bande à la fois au sein d'une même zone. Quand une bande est terminée, elle n'est plus exploitée et suit donc les processus naturels de récupération suite à une perturbation physique du fond (voir chapitre III).

Au vu des longueurs des bandes (de 6 à 8 km environ), la DAM (type Charlemagne) pourra effectuer son chargement en un passage unique sur la zone (ou occasionnellement deux en zone A). Cela aura pour avantage d'éviter de cumuler les particules remises en suspension lors de plusieurs passages de la drague et enfin de limiter la consommation de carburant. Cette technique a donc des avantages écologiques et économiques. Le G.I.E. G.M.O. a calculé par ailleurs que par cette méthode, les intensités de dragage appliquées seront faibles à modérées (d'après Boyd et al., 2004 et Cooper et al., 2005), de l'ordre de 1h08 passée par hectare et par an. En considérant une production annuelle maximale de 2 Mm³ la durée théorique de l'exploitation d'une bande en zone A sera de 8 à 9 ans et variera entre 15 et 18 ans en zone C.

En tant que mesure compensatoire pour limiter la gêne pour les autres usagers, il sera mis en place une fermeture printanière du site aux mois de mars et avril de chaque année.

L'état de référence initial sur l'ichtyofaune a montré que c'est à cette période qu'il y a le maximum d'adultes reproducteurs ainsi qu'une diversité et une abondance larvaire élevée (en particulier pour les espèces commerciales). Il n'y aura donc aucun dragage à cette période.

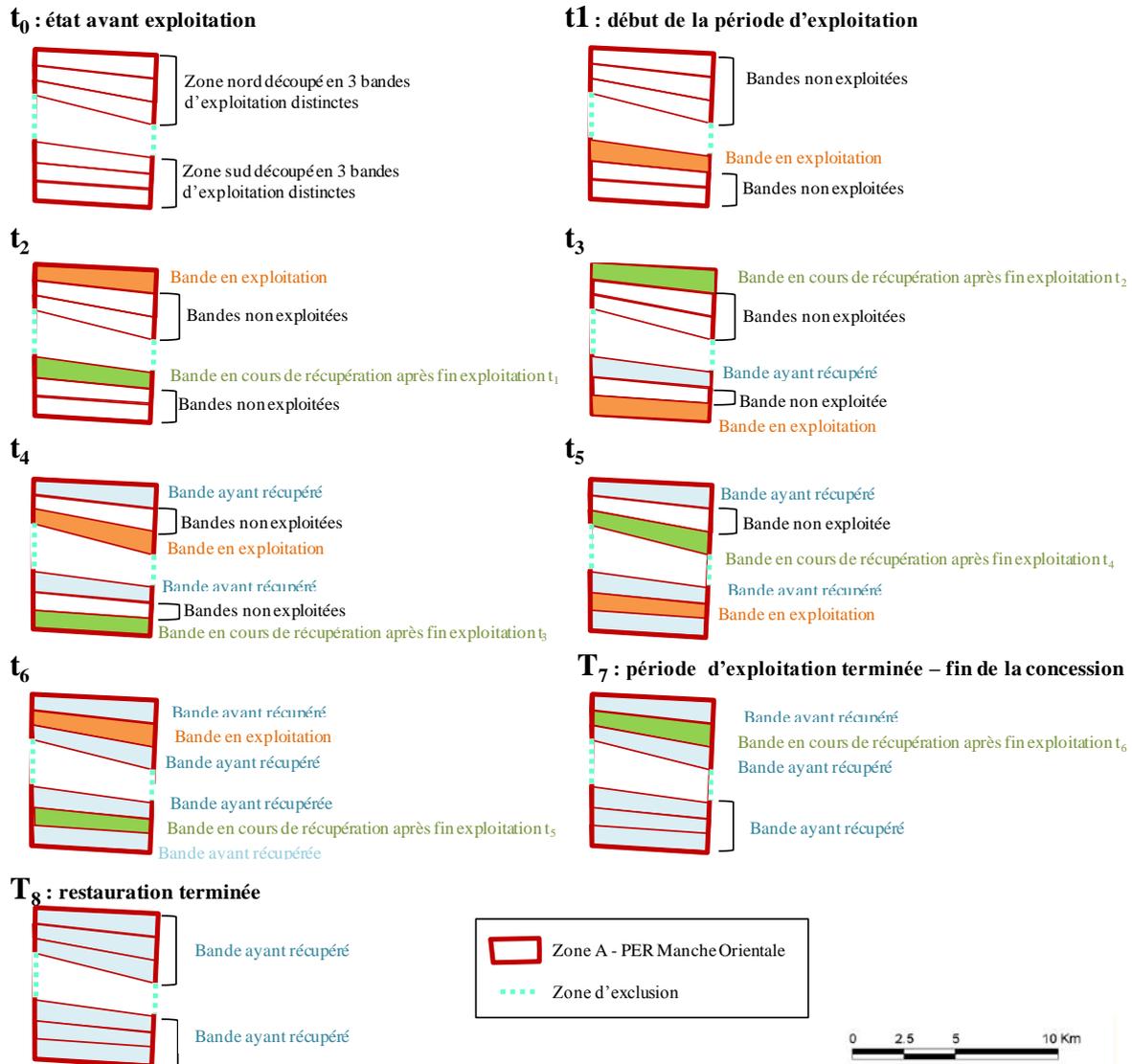


Figure V.8 : Simulation de la stratégie d'exploitation des granulats marins en bandes alternées envisagée par le G.I.E. G.M.O. pour le site du PER Manche Orientale, les schémas illustrent les opérations sur la zone A.

L'ensemble des informations présentées ci-dessus sont extraites des rapports du G.I.E. G.M.O. sur la « déclaration d'ouverture de dragages » et sur la « présentation du périmètre retenu et des stratégies d'exploitation et du programme de suivi envisagé ». Ces méthodes visent à mettre en place une procédure de développement durable de l'exploitation des granulats marins au site du PER Manche orientale. L'objectif du paragraphe suivant est de valider ce protocole par rapport à l'ensemble des mesures reconnues comme pouvant atténuer les impacts négatifs de l'exploitation.

V.2.3 Evaluation du protocole

Cette grille d'évaluation montre qu'il y a un grand nombre de recommandations validées dans le protocole de dragage du G.I.E. G.M.O., ce qui indique un fort investissement de leur part face aux enjeux environnementaux.

Tableau V.2 : Grille d'évaluation des bonnes pratiques de dragage du protocole d'exploitation des granulats marins au site du PER Manche Orientale. Le symbole (✓) indique que la recommandation a été appliquée et (✗) qu'elle n'a pas été considérée comme nécessaire.

Recommandations		
A	Choisir la ressource pour éviter le criblage et/ou limiter la surverse	✓
B	Avoir une bonne connaissance de l'environnement du site	✓
C	Appliquer des fermetures saisonnières	✓
D	Dragage intensif vs dragage extensif	extensif
E	Limiter la profondeur de dragage	✓
F	Appliquer des faibles intensités de dragage	modéré à faible
G	Mesurer une ligne de base	✓
H	Utilisation d'une boîte noire enregistrant l'activité de la drague	✓
I	Zonation spatiale	✓
J	Etudier les modalités de réhabilitation des zones d'extraction	✗
K	Mettre en place une approche régionale pour gérer les effets cumulés	✗
L	Dragues aspiratrices en marche versus dragues statiques	DAM
M	Minimiser l'altération du substrat	✓
N	Faire des zones d'exclusions	✓
O	Limiter la fréquence des dragages	✓
P	Pratiquer la jachère	pas de retour sur zone
Q	Partager l'expérience de gestion et les données environnementales	publication
R	Limiter les conflits d'usage	✓
S	Favoriser l'installation des exploitations aux sites où les communautés benthiques sont habituées aux perturbations	✗
T	Eviter les exploitations proche du littoral	✓
U	Faire un usage approprié des équipements de dragage	✓
V	Adapter les techniques de dragages en fonction des conditions hydrodynamiques	✓
W	Améliorer les technologies de dragages et les pratiques de gestion	✓

La proposition de dragage en bandes alternées est une proposition innovante car elle permettra de mettre en place une exploitation extensive tout en conservant un juste milieu

entre surfaces perturbées, durée de la perturbation et intensité de dragage. En effet, les surfaces exploitées à un temps donné seront relativement faibles (toujours inférieures à 11,9 km²) et l'impact sur le fond sera modéré car l'épaisseur des dépôts dans les paléovallées est de l'ordre de 3 à 10 m ; le substrat sera donc potentiellement le même après extraction (issu des données sismiques obtenues dans le cadre du permis exclusif de recherche). En revanche, l'extraction entraîne quand même une augmentation de la profondeur sur 2 m en moyenne dans ces dépôts (voir V.2.1). A ma connaissance, il n'y a pas eu de travaux lors de l'étude d'impact concernant les conséquences de cette modification. En ce qui concerne le dépôt de sédiments plus fins liés à la déverse, les techniques de dragage envisagées sont adaptées pour empêcher l'affinement des sédiments en dehors du site. Le site du PER Manche orientale est dans un site à fort hydrodynamisme ; il faudra donc bien suivre la composition sédimentaire du fond, pour voir si ces sédiments restent sur place dans les dépressions créées par le passage de la drague aspiratrice sur le fond par exemple, ou s'ils sont transportés à l'extérieur du site.

Les bandes des zones A et C ont aussi été dessinées dans le but de favoriser la récupération biologique par la recolonisation, en diminuant les distances à parcourir pour les organismes adultes recolonisateurs, mais aussi pour faciliter le recrutement larvaire en conservant des sources d'adultes reproducteurs tout autour des bandes de dragage et dans la zone d'exclusion. Ceci va aider à la récupération biologique car, comme il a été vu dans le Chapitre III, la communauté benthique du PER Manche orientale n'a pas de grandes capacités de résilience naturelle et ces méthodes visent à la favoriser. Les cycles de dragage/récupération vont permettre d'entretenir un état de perturbation intermédiaire sur le site (Connell, 1978), c'est-à-dire que l'exploitation successive des bandes va maintenir les communautés du site en un état de 'non-équilibre' pour lequel une augmentation de la perturbation n'a qu'un faible impact additionnel. Les communautés des bandes en récupération seront à un niveau de succession écologique intermédiaire avec une plus grande proportion d'espèces, plus opportunistes/colonisatrices, constituant des communautés plus résilientes que les communautés en place dans des circonstances non perturbées. Ces communautés plus résilientes pourront favoriser voire accélérer les premiers stades de recolonisation des nouvelles bandes récemment draguées (Reiss et al., 2009). Le plan de dragage séquentiel entraînera la diversification des habitats entre les zones non perturbées, les zones perturbées et les zones en récupération, ce qui multiplie les niches potentielles et peut entraîner une augmentation de la diversité spécifique pour l'ensemble du PER Manche Orientale pendant la période d'exploitation. Ce cas de situation a d'ailleurs été observé au site

d'extraction expérimental de granulats marins SIEGMA en baie de Seine (Michel Desprez, comm. pers.).

En ce qui concerne les temps de récupération benthique, le site du PER Manche orientale se situe dans une zone de graviers et présente un hydrodynamisme modéré à fort, donc les temps de récupération pourraient être rapides, de l'ordre de 3 ans, comme pour certaines autres concessions du bassin oriental de la Manche (Foden et al., 2009). Cependant, l'étude de la dynamique naturelle des communautés a montré une forte stabilité temporelle et des capacités de récupérations intermédiaires (voir Chapitre II et III), ce qui suggère que la récupération d'une communauté similaire à celle pré-dragage pourrait prendre plus de temps, surtout si le sédiment est très déstabilisé. Cependant, une des originalités du protocole d'exploitation PER Manche Orientale est que le système en bandes alternées permet d'avoir une récupération biologique quasiment terminée sur la majorité de la superficie des zones exploitées à la fin de la concession. Les temps maximums de récupération biologique dans les sédiments grossiers relevés dans la synthèse de Foden et al. (2009) sont de l'ordre de 8-9 ans (forte intensité de dragage). Le G.I.E. G.M.O. estimant le temps de dragage d'une bande entre 8 à 18 ans selon la zone A ou C, la faune va alors recoloniser les autres bandes déjà draguées et abandonnées. Il reste à savoir si l'extraction d'une bande donnée aura un impact sur les autres bandes non exploitées et en récupération, et si les communautés pourront alors évoluer vers des niveaux de successions plus stables ou rester à l'état intermédiaire jusqu'à la fin de la période de concession demandée.

Le protocole mis en place par le G.I.E. G.M.O apparaît par conséquent pertinent pour atténuer l'impact négatif des dragages sur les communautés benthiques, particulièrement par le fait de favoriser la résilience, une stratégie de gestion recommandée pour un maintien durable des écosystèmes marins (Holling, 1973 ; Peterson et al., 1998 ; Scheffer et al., 2001). Ce protocole apparaît également très intéressant pour étudier les bénéfices de ces méthodes d'atténuation réalisant des prélèvements benthiques de manière stratégique par rapport au protocole de dragage des granulats marins. Il serait intéressant de tester cette hypothèse de perturbation intermédiaire en suivant l'évolution en parallèle des bandes d'une zone (A ou C). L'impact potentiel de l'extraction d'une bande sur les zones adjacentes pourra être observé dès le début de l'exploitation en ciblant les suivis à cette bande et ses alentours. Il est donc nécessaire de mettre en place un protocole de suivi benthique adapté pour étudier les effets indirects de cette exploitation en bande sur les zones environnantes.

V.3 Suivi benthique de la future concession

V.3.1 Propositions du G.I.E. G.M.O.

V.3.1.1 Recommandations de l'IFREMER

Sur le site internet de l'IFREMER, il est proposé une série de protocoles permettant de standardiser les opérations en mer liées à l'état de référence et aux études de suivi par la suite, ceci pour faciliter la lecture des demandes de concession et harmoniser les réponses données par cet organisme de recherche aux organismes publics tels que les ministères ou les préfetures donnant l'avis final pour l'autorisation de l'exploitation (wwz.ifremer.fr). L'état de référence initial et les études de suivi d'un site d'exploitation de matériaux marins doivent comporter, au minimum, les opérations suivantes : (i) une cartographie morpho-bathymétrique (avec un sondeur monofaisceau précis), (ii) une cartographie morpho-sédimentaire (sonar à balayage latéral) et (iii) un inventaire biologique (à la benne Smith-McIntyre ou à la benne Hamon).

En ce qui concerne les suivis benthiques (dans la partie inventaire biologique), ce protocole prévoit : « *L'inventaire de la macrofaune et de la macroflore benthiques, dans la zone concernée et à sa périphérie, a pour objectif de déterminer la diversité et la richesse biologique et de suivre leur évolution en cours d'exploitation. Les points d'échantillonnage seront répartis dans les différentes strates morpho-sédimentaires définies à partir de la mosaïque d'images "sonar". Dans la mesure du possible, une reconnaissance des fonds par vidéo sous-marine complètera la reconnaissance morpho-sédimentaire et permettra de recenser les plus grosses espèces animales et végétales épibenthiques. Le nombre de stations d'échantillonnage et leur répartition dépendra de l'hétérogénéité observée ; ce nombre sera nécessairement plus réduit en présence de fonds homogènes. Ces stations seront couplées aux points de prélèvements sédimentaires.* » (wwz.ifremer.fr).

En suivant ces recommandations, le G.I.E. G.M.O. avait mis en place le protocole présenté dans le Chapitre II (voir § II.1) pour réaliser l'état de référence (campagnes BEMACE), et un protocole adapté pour les suivis à long terme, qui a d'ailleurs été utilisé pour étudier la dynamique naturelle des communautés benthiques du site du PER Manche Orientale (campagnes ROVMACE).

En ce qui concerne les suivis à long terme, les propositions de l'IFREMER sont les suivantes : « *l'évolution des fonds marins concernés par une exploitation de matériaux marins*

est régie par l'action conjuguée de phénomènes naturels et de phénomènes anthropiques propres à l'exploitation. Afin de pouvoir discriminer le mieux possible l'action respective de ces deux types de phénomènes, et de pouvoir constater le plus objectivement possible l'évolution résultante, en s'affranchissant de la prépondérance d'épisodes météorologiques brutaux par exemple, il est nécessaire de prendre en compte un laps de temps suffisamment (et raisonnablement) long. Nous proposons donc que, dans le cadre du suivi, les opérations soient réalisées à fréquence quinquennale. Dans ces conditions, on est en mesure d'attendre des études de qualité ».

V.3.1.2 Programme de suivi au site du PER Manche Orientale

Les informations présentées ci-dessous sont extraites du rapport du G.I.E. G.M.O. sur la « *présentation du périmètre retenu et des stratégies d'exploitation et du programme de suivi envisagé* ».

Le G.I.E. G.M.O. s'engage à faire des contrôles pendant l'exploitation pour le respect du périmètre de la concession qui leur sera attribué, des volumes extraits selon le calendrier ainsi que de l'efficacité des mesures d'atténuation des impacts sur l'environnement décrites ci-dessus (§ V.2.1 et V.2.2).

- *Positionnement et environnement physique*

Un système de positionnement électronique (récepteur GPS fonctionnant en mode différentiel) enregistrant la date, l'heure et la position sera utilisé pour suivre les dragues en opération. Le déroulement des opérations de dragage sera également surveillé grâce à un système de contrôle enregistrant différents paramètres tels que la position de l'élinde ou les volumes prélevés.

Une cartographie morpho-bathymétrique ainsi qu'un suivi morpho-sédimentaire seront réalisées tous les 5 ans, ou tous les 5 millions de m³, ou dès la fin de l'exploitation d'une bande. Les mesures couvriront la zone en cours d'exploitation ainsi qu'une bande de un kilomètre autour de ce périmètre. La même méthodologie que celle utilisée pour les campagnes réalisées pour l'état initial sera mise en place. La couverture morpho-sédimentaire sera réalisée également sur une distance de deux kilomètres le long de l'axe tidal afin d'apprécier l'importance de la surverse éventuelle.

- *Suivi biosédimentaire*

Deux types de suivis ont été établis : un suivi dit ‘approfondi’ dès l’arrêt de l’exploitation de la première bande exploitée en zone A pendant 5 ans et un suivi ‘au long-terme’ durant toute la durée de la concession.

Le suivi approfondi aura lieu à un rythme trimestriel les deux premières années et à un rythme annuel les trois suivantes, à l’automne uniquement. La localisation des stations de prélèvement de ce suivi n’est pas précisée dans le rapport. Le suivi à long terme aura lieu quant à lui, à un rythme quinquennal avec des prélèvements également en automne et les stations à échantillonner sont celles des campagnes ROVMACE. Le protocole de traitement des échantillons benthiques et sédimentaires proposé par le G.I.E. G.M.O. pour ces deux types de suivi sera le même que celui de l’état de référence et du suivi ROVMACE, il donc inutile de le rappeler ici (voir § II.2.1).

- *En compléments...*

Le G.I.E. G.M.O. souhaite également que les résultats des suivis puissent servir à apporter de nouvelles connaissances pour la recherche scientifique quant à la récupération des zones exploitées après dragage. Un rapport annuel devra d’ailleurs être produit où l’ensemble des paramètres économiques et environnementaux seront disponibles. La planification des dragages mise en place par les industriels du G.I.E. G.M.O. implique trois sujets principaux qui pourraient faire l’objet de recherche scientifique pour comprendre la recolonisation :

- ✓ Evaluer les processus de recolonisation à court terme → **Suivi approfondi (échelle de temps : 5 ans)**
- ✓ Mesurer le temps de récupération biologique de la communauté benthique stable et peu résiliente des sédiments grossiers du bassin oriental de la Manche → **Suivi à long terme (échelle de temps : la durée de la concession demandée, soit 50 ans)**
- ✓ Tester l’efficacité des mesures d’atténuation des impacts des dragages et tester l’hypothèse de perturbation intermédiaire *in situ* en mesurant les effets cumulés potentiels des dragages séquentiels → **Suivi approfondi (échelle de temps : la durée de la concession demandée, soit 50 ans)**

Le protocole de suivi benthique du G.I.E. G.M.O. a été mis en place pour mesurer la récupération à long terme du site du PER Manche orientale ainsi que les processus de

récupération à court terme. Le protocole a déjà été utilisé dans le suivi ROVMACE et a permis d'étudier la variabilité naturelle des communautés de graviers des paléovallées du bassin oriental de la Manche. Au regard des synthèses présentées ci-dessus sur les impacts potentiels des extractions de granulats, il apparaît que le protocole du suivi biosédimentaire n'est pas convenable pour répondre à ces différentes problématiques. Il serait donc utile de l'adapter. La contrainte est de faire en sorte que les résultats présentés dans mon mémoire de thèse ainsi que les résultats de l'état de référence restent pertinents comme valeurs de référence pour détecter les changements écologiques au site du PER Manche Orientale, dans une démarche 'BA-CI' (Stewart-Oaten et al., 1986 ; Underwood, 1992, 1994) (voir § V.3.3). Deux points supplémentaires non renseignés dans la demande de concession doivent être clarifiés : les détails du protocole de suivi approfondi et le choix des méthodes analytiques pertinentes pour détecter les changements écologiques. Ces différents aspects vont être traités dans la suite de ce Chapitre V.

V.3.2 Adaptation du protocole d'échantillonnage biosédimentaire

V.3.2.1 Suivi à long terme

Le G.I.E. G.M.O. a mis en place une méthode de dragage innovante visant à favoriser la résilience des communautés benthiques au site du PER Manche Orientale mais en appliquant un protocole d'échantillonnage traditionnel ne prenant pas en compte les bandes de dragages séquentiels et la diversification des environnements sédimentaires (i.e. avec des zones où les sillons de dragages viennent juste d'être formés après le passage de la drague, des zones où les effets de la sédimentation du panache turbide peuvent être importants, des zones où la récupération physique est en cours et des zones non draguées) et qui devraient influencer la distribution des communautés de la macrofaune benthique (Boyd et al., 2005). En effet, l'application de la grille des bandes de dragages sur le protocole d'échantillonnage inscrit dans la demande de concession montre qu'il n'y a que deux points de prélèvement pour trois bandes en zone A-nord et A-sud, et que dans les trois zones, deux points d'échantillonnage peuvent se trouver dans une même bande, ou au chevauchement de deux bandes (voir 'protocole initial' Fig. V.9).

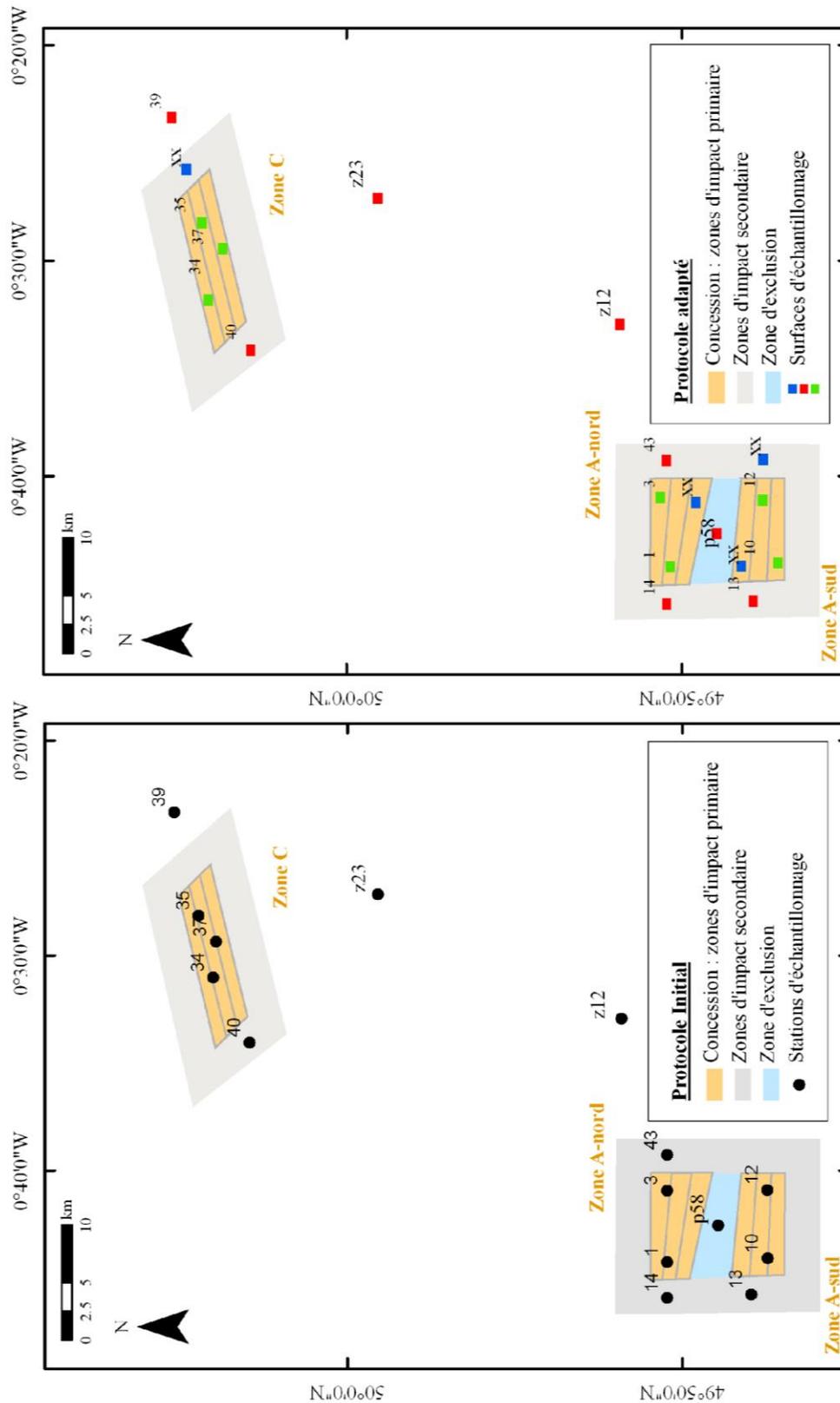


Figure V.9 : Comparaison du protocole d'échantillonnage biosédimentaire dit 'initial' inscrit dans la demande de concession avec le protocole adapté proposé dans cette étude. Les surfaces de prélèvements décalées sont indiquées en vert et les surfaces de prélèvements supplémentaires sont indiquées en bleu avec le label 'xx' proposé dans le protocole adapté.

Les impacts principaux d'une exploitation des granulats marins sur la macrofaune benthique vont être une réduction de l'abondance, de la biomasse et de richesse spécifique, mais il va également y avoir une forte augmentation de la variabilité des caractéristiques sédimentaires et des paramètres structuraux des communautés benthiques, qui est liée aux variabilités spatiale et temporelle des activités de dragages (e.g. alternance de sillons parallèles et de crêtes sur le fond après passage de la drague) (Kenny et Rees, 1996 ; Boyd et al., 2005 ; Cooper et al., 2007a ; Barrio-Froján et al., 2008 ; Desprez et al., 2010). Warwick et Clarke (1993) proposent d'ailleurs une méthode pour mesurer cette variabilité comme un indicateur du degré de perturbation anthropique d'une communauté benthique. La manière dont le protocole de suivi biosédimentaire a été réalisé ne permet pas de détecter et de suivre l'évolution de cette variabilité à petite échelle au cours du temps car il n'y a, à chaque station de prélèvement, que deux répliqués à la benne Hamon. En effet, deux répliqués sont insuffisants pour étudier la variabilité d'un paramètre écologique, un minimum de trois répliqués est recommandé (Emmanuel Poizot, comm. pers.).

Dans le but de mesurer au mieux les impacts et les processus de récupération à long terme des espèces benthiques du site du PER Manche Orientale il est proposé un 'protocole adapté' (Fig. V.9) de manière à améliorer les manques du protocole initial évoqués ci-dessus. Les changements appliqués au protocole initial sont détaillés et justifiés ci-dessous.

- *Echantillonnage stratifié*

Comme il a été montré dans l'état de référence biosédimentaire et le Chapitre II, le site du PER Manche Orientale est dans un environnement très stable où les caractéristiques environnementales sont pérennes et où les communautés benthiques présentent très peu de fluctuations naturelles. A partir de ces observations, il avait été fait le choix d'établir un protocole d'échantillonnage du suivi biosédimentaire en grille, préconisé pour les environnements 'homogènes' (Ware et Kenny, 2011). Cependant, les dragages en bandes vont entraîner une forte hétérogénéité du fond, non seulement à l'intérieur d'une bande du fait de l'activité cyclique du passage des dragues, mais également entre les bandes du fait de la cyclicité de l'exploitation des bandes. Le protocole doit donc être adapté à ce niveau pour anticiper la mesure de cette hétérogénéité spatiale à méso-échelle (à l'échelle d'une zone, entre les bandes). C'est pour cela qu'un échantillonnage stratifié va être plus adapté car cette hétérogénéité va influencer la distribution des communautés benthiques (Boyd., 2002 ; Ware

et Kenny, 2011). Pour cela, une station de prélèvement sera placée dans chaque bande de dragage, qui sera représentative des changements ayant lieu dans cette même bande. En effet, l'homogénéité connue de la zone et le principe de dragage reposant sur l'exploitation totale d'une bande avant de passer à une autre suggèrent qu'une station sera représentative de l'impact ayant lieu sur la bande.

- *Stations supplémentaires*

Dans un premier temps et dans l'optique de mettre en place l'échantillonnage stratifié, il est nécessaire de décaler des stations par rapport à leur position du protocole initial (Fig. V.9). La grande homogénéité mesurée sur la zone permet ce genre de décision, qui ne sera plus possible par la suite du fait de l'altération du substrat. La station 1 serait déplacée plus au sud pour être dans la bande du milieu de la zone A-nord, la station 3 serait déplacée vers le nord pour se retrouver dans la bande nord de la zone A-nord. Il en est de même pour les stations 10 et 12 de la zone A-sud, et les stations 34, 35 et 37 de la zone C. Comme dans la zone A-nord et la zone A-sud, il n'y avait que deux stations de prélèvement prévues, il est donc nécessaire d'en rajouter une dans la bande sud de la zone A-nord et une dans la bande nord de la zone A-sud.

Dans un second temps et dans l'optique de suivre les changements qui vont avoir lieu dans chaque bande et de tester l'hypothèse de perturbation intermédiaire, il faudrait des stations de référence pertinentes pour identifier les changements qui vont avoir lieu sur les stations impactées (voir § V.3.3). Idéalement il devrait y avoir le même nombre de stations contrôles et de stations impactées (Kenny et Ware, 2011). Il y a deux niveaux d'impact dans le cas des sites d'extraction de granulats marins, les zones d'impact primaire, pour les fonds se trouvant dans la zone même d'extraction et les zones d'impact secondaire, pouvant subir les effets indirects des dragages (liés à la surverse). La zone d'impact secondaire correspond à la distance maximale observée pour le panache turbide qui est d'environ 3 km. Dans cette bande d'impact secondaire, il y a trois stations de prélèvements prévues dans la zone A et une dans la zone C dans le protocole initial. De manière à homogénéiser ces stations pour valider les observations (pour la reproductibilité de l'expérimentation), il est proposé d'ajouter deux stations, une en zone A-sud et une en zone C. Les stations z12, z23 et 39 seront des stations de contrôle non impactées. La station p58, en zone d'exclusion sera également surveillée, de manière à voir l'impact cumulé des extractions nord et sud sur cette station.

La position exacte de ces stations devra être définie lors de l'acceptation éventuelle du protocole et correspondre à des zones effectives de dragage (à voir avec la planification de la stratégie de dragage si la concession est acceptée) mais le protocole devrait contenir :

- Trois stations d'échantillonnage par zone d'impact primaire (une par bande de dragage), soit neuf au total ;
 - Sept stations dans les zones d'impact secondaire : dont trois situées chacune à l'ouest des zones d'impact primaire (pour tester les effets du panache turbide dans le sens principal des courants) et trois situées à l'ouest (pour tester les effets indirects des dragages) et une station dans la zone d'exclusion ;
 - Trois stations de référence en dehors des zones d'impact primaire et secondaire.
-
- *Utilisation d'une benne Hamon 0,1 m²*

L'une des principales modifications du protocole de suivi biosédimentaire concerne le choix de l'engin d'échantillonnage. Le choix serait d'utiliser une mini benne Hamon 0,1 m² plutôt que la benne Hamon 0,25 m² pour différentes raisons. Tout d'abord l'utilisation d'une plus petite unité d'échantillonnage donne l'avantage d'avoir une meilleure couverture de l'habitat du fait qu'un plus grand nombre d'échantillons peut être prélevé pour le même effort d'échantillonnage (Boyd et al., 2006b). Il est en effet important de conserver une surface échantillonnée de 0,5 m², c'est-à-dire deux prélèvements à la benne Hamon 0,25 m² contre cinq prélèvements à la mini benne Hamon 0,1 m², pour pouvoir comparer les résultats avec les prélèvements réalisés lors de l'étude avant extraction. Boyd et al. (2006) ont comparé l'effet de la taille de la benne Hamon pour différencier les communautés benthiques en faisant des prélèvements aléatoires avec les deux types de benne sur une même zone d'échantillonnage. Ces auteurs ont montré que si les données sont ramenées à la même aire d'échantillonnage (en sommant les répliqués), il y a peu de différences dans la composition faunistique moyenne entre les deux types de technique de prélèvement. Ces résultats donnent une certaine confiance dans le fait de changer de méthodologie entre l'état de référence et le protocole de suivi à long terme.

Ensuite, l'un des avantages de multiplier les répliqués est de pouvoir faire des analyses sur la variabilité spatiale à petite échelle qui serait induite par les dragages, en comparant les résultats aux stations impactées (directement et indirectement) et aux stations de référence situées en dehors des zones d'impact primaire et secondaire. Ces zones ont été validées

comme stations de référence car elles ont les mêmes caractéristiques biosédimentaires que les stations des zones d'impact primaire et secondaire (voir rapport du G.I.E. G.M.O.).

L'utilisation de la mini benne Hamon présente également l'avantage d'harmoniser des protocoles de prélèvements benthiques dans la Manche. En effet, les britanniques préconisent et utilisent en routine la mini benne Hamon pour les sédiments grossiers (Boyd, 2002) alors que du côté français, cette benne Hamon est utilisée par le GIS SIEGMA pour les prélèvements benthiques de la zone d'extraction de granulats de la région de Dieppe et dans la baie de Seine (Desprez, 2000 ; SIEGMA, 2008 ; 2009).

Du fait de la dérive du navire de recherche en raison du courant, il peut parfois y avoir un décalage de quelques centaines de mètres entre deux réplicats d'un point de prélèvement. Pour pallier à ce problème et de manière à réaliser la réplification des prélèvements dans des conditions similaires chaque année, il est proposé de travailler non pas avec une station de prélèvement donnée par une coordonnée géographique, mais avec une surface de prélèvement telle qu'un carré de 200 m par 200 m, dont la localisation sera fixe tout au long du suivi, mais dans lequel les réplicats seraient positionnés de manière aléatoire. Les surfaces d'échantillonnage du protocole adapté sont représentées à l'échelle sur la figure V.9. De cette manière, les prélèvements pourraient tomber dans un sillon ou à côté, mais l'intégration de ces variations sur les cinq réplicats devrait donner une estimation représentative des paramètres environnementaux d'une bande donnée lors des différentes campagnes d'échantillonnage. Ce type de protocole a été appliqué dans différentes études sur les impacts des dragages (Boyd et al., 2004 ; Cooper et al., 2008 ; Barrio-Froján et al., 2011).

Selon un aspect plus pratique, la surface totale échantillonnée par ce protocole par rapport au précédent correspondrait à une surface totale échantillonnée de 9,8 m² dans le protocole adapté (19 stations x 0,5 m²) au lieu de 7,5 m² dans le protocole initial (15 stations x 0,5 m²). Le nombre de coups de benne à donner est en revanche bien supérieur, passant de 30 coups de benne pour la faune à 95 par campagne, c'est-à-dire environ trois fois plus. Sachant que l'ensemble des prélèvements d'une campagne ROVMACE (protocole initial) était réalisé en un jour et demi de mer, cela ne représente pas une grande augmentation du temps passé à bord du navire de recherche pour les prélèvements, ni une augmentation significative du temps de travail en laboratoire pour le tri et la détermination comparativement à ce qui était prévu dans le protocole initial. Il faudra faire par contre bien attention à standardiser la détermination des espèces benthiques car changer de personne pour réaliser les identifications peut parfois entraîner des biais importants dans les résultats d'un suivi sur le long terme (Foveau, 2009).

Un catalogue photographique, réalisé par S. Alizier en 2008 lors de l'état de référence est un outil indispensable pour les suivis à long terme. Il devra servir de référence taxonomique pour la suite du suivi et devra être complété si nécessaire.

- *Campagnes d'échantillonnage en mars/avril*

Dans le protocole du G.I.E. G.M.O., il est préconisé de réaliser les échantillonnages annuels en automne. Les avis divergent à ce propos selon qu'il soit préférable d'observer les effets du recrutement qui peut être un élément majeur de la recolonisation à un site, mais il y a également d'autres phénomènes tels que la migration des adultes qui pourraient être plus difficiles à distinguer s'il y a un fort recrutement (Boyd et al., 2003 ; Barrio-Froján et al., 2008). Ainsi dans le premier cas, l'échantillonnage devra se faire en automne, et dans le deuxième cas, au printemps. Compte tenu que les apports de juvéniles sont réduits sur le site du PER Manche Orientale, il est proposé de faire les prélèvements plutôt au printemps, en mars/avril. C'est par ailleurs ce qui est préconisé dans les protocoles REBENT et DCE dans le suivi de la qualité des masses d'eau (www.rebent.org). Cette période sera, par ailleurs, le moment des fermetures saisonnières des dragages qui peut être également une période adaptée pour réaliser les suivis sans gêner les activités du navire.

- *Analyse de la variabilité sédimentaire*

Les britanniques préconisent de prélever 500 mL de sédiments dans les bennes de macrofaune pour faire les analyses sédimentaires et avoir une analyse granulométrique qui correspond parfaitement aux observations macrofaunistiques. Cependant les volumes prélevés par la mini benne Hamon sont d'environ 5 L et parfois moins quand les fonds sont très durs et compacts, donc il n'est pas recommandé de diminuer le volume des prélèvements en prélevant une proportion pour la granulométrie pour conserver la pertinence des prélèvements faunistiques (Jean-Claude Dauvin, comm. pers.). De plus, plus les sédiments montrent une hétérogénéité dans la taille des grains et plus le volume prélevé devra être important (Foveau, 2009). Ainsi pour les sédiments grossiers du site du PER avec des grains pouvant aller jusqu'à plus de 20 mm, il faudrait une masse minimale de sédiment de quelques Kg pour être représentatif (Coggan et al., 2007) et les 500 mL semblent très insuffisants (recommandé pour des sédiments plus fins). Il est donc nécessaire de faire des coups de bennes supplémentaires

pour estimer correctement la granulométrie d'une surface de prélèvement et un réplikat ou deux réplikats sédimentaires n'étant pas suffisant, surtout quand il y a une forte hétérogénéité sédimentaire, un minimum de trois réplikats est recommandé (Méar et Poizot, données non publiées). Ainsi, ces trois réplikats sédimentaires prélevés à chaque surface d'échantillonnage et analysés suivant le protocole présenté dans le Chapitre II (tamisage à sec) seraient le protocole minimal adapté pour connaître le degré de variabilité sédimentaire et détecter les changements au cours du temps au site du PER Manche Orientale. Des observations vidéo pourraient également être réalisées à certaines stations pour juger visuellement de la récupération et de l'hétérogénéité du substrat et si les traces de drague s'érodent avec le temps (Brown et al., 2002).

Ensuite pour comprendre les liens entre la faune et la composition granulométrique, il serait intéressant de développer une méthode combinant l'utilisation des photographies des échantillons pour analyser la fraction grossière et de la granulométrie laser pour surveiller les proportions de particules fines dans chaque réplikat (qui ne nécessite qu'un petit échantillon). En effet, il est reconnu que c'est l'affinement des sédiments qui influence beaucoup les changements faunistiques (Desprez, 2000 ; Boyd et al., 2004). Les techniques de codage photographique du sédiment ont été utilisées dans la thèse de Sandrine Alizier dans une région présentant une très forte hétérogénéité sédimentaire, la baie de Seine, il reste donc à tester la possibilité d'identifier les différents types sédimentaires à partir de photographies dans les zones très homogènes comme les graviers, mais très modifiées par le passage de la drague sur le fond. Une autre voie qui pourrait être explorée est d'installer un appareil photo sur le bâti de la benne Hamon 0,1 m² de manière à avoir directement l'état du substrat lors du prélèvement (Coggan et al., 2007). En ce qui concerne la granulométrie laser, il sera prélevé dans chaque réplikat un petit volume de sédiment et d'eau surnageante contenant les particules fines remises en suspension. La granulométrie laser est une méthode d'analyse rapide des prélèvements sédimentaires, mais qui ne fonctionne que pour les particules inférieures à 2 mm (Carole Brunaud, comm. pers.). Il y a également une limite à cette méthodologie, c'est la qualité du prélèvement, qui doit être jugée sur place par l'œil du spécialiste (e.g. si la benne Hamon est mal fermée, l'échantillon peut être lessivé et les particules fines sont perdues).

V.3.2.2 Suivi approfondi

Le suivi approfondi a pour objectif de traiter deux problématiques liées aux extractions de granulats (voir § V.3.1.2) qui doivent être étudiés en appliquant un protocole en deux étapes :

- (i) Pour étudier la recolonisation à court terme il faudrait réaliser des prélèvements dès la fin des périodes de dragages, avec une plus haute fréquence d'échantillonnage que le suivi à long terme de manière à décrire les premières étapes de la recolonisation ;
- (ii) Pour étudier les avantages potentiels des dragages séquentiels pour favoriser la récupération, il est nécessaire de répéter cet échantillonnage à haute fréquence à la fin de chaque période de dragage pendant la durée de la concession.

Le G.I.E. G.M.O. a proposé que le suivi approfondi soit réalisé sur 5 ans dès l'arrêt de l'exploitation de la première bande exploitée en zone A, à un rythme trimestriel les deux premières années et à un rythme annuel les trois suivantes (en automne). Les stations de prélèvement ne sont pas précisées, il n'y a en effet pas de stations de prélèvement dans la bande Nord de la zone A-sud, qui devrait être la première draguée (protocole initial, Fig. V.9). Il est donc proposé dans cette section un protocole pour ce suivi approfondi dans le but de mesurer ces deux aspects des impacts environnementaux qui vont être provoqués par l'extraction des granulats au site du PER Manche Orientale. Les particularités de ce protocole sont détaillées et justifiées ci-dessous.

- *Choix des stations*

L'étude des processus de recolonisation à court terme demande une plus grande fréquence d'échantillonnage donc il est important de limiter le nombre de surfaces d'échantillonnage pour cibler l'étude par rapport à la problématique. L'étude se limitera à la comparaison de prélèvements dans les zones d'impact primaire (Fig. V.10) et à une référence en dehors des zones d'impact primaire et secondaire. Ce choix d'étude est inspiré du protocole de Kenny et Rees (1996), où ils suivaient la recolonisation juste à la fin des dragages avec une surface d'échantillonnage 'traitement', où il y a l'impact du dragage, et une surface d'échantillonnage 'référence'.

Dans le protocole du G.I.E. G.M.O., l'étude se limite à un suivi uniquement dans la première bande draguée, cependant ce n'est pas suffisant pour tester le bénéfice potentiel d'un

dragage en bande pour améliorer la recolonisation. Le protocole adapté propose l'intégration de plusieurs surfaces d'échantillonnage 'traitement', une pour chaque bande de dragage. Le but étant de pouvoir tester si les communautés biologiques qui s'installent sur les bandes draguées ressembleront plus à la communauté des zones déjà impactées, en récupération ou à la zone de référence. Ensuite, il sera intéressant de comparer la cinétique de recolonisation de différentes bandes après les dragages pour différents paramètres biologiques et sédimentaires et voir si les processus sont les mêmes, s'il y a eu ou pas de perturbation physique du sédiment dans les bandes adjacentes. La technique d'échantillonnage sera la même que dans le suivi à long terme (mini benne Hamon, 5 répliqués). Il serait intéressant par ailleurs de réaliser des observations vidéo du fond sur les différents habitats créés par le dragage séquentiel (zone juste perturbée, zone en récupération, zones récupérées, zones références). La localisation des surfaces d'échantillonnage du suivi approfondi est indiquée sur la figure V.10.

- *A quelle fréquence ?*

La fréquence des suivis proposés dans le protocole initial est de faire des prélèvements à un rythme trimestriel les deux premières années, et à un rythme annuel les trois suivantes. Le suivi à un rythme trimestriel est intéressant pour identifier l'origine des organismes colonisateurs qui vont s'installer sur la zone juste après la perturbation physique par des processus de migration, de dérive des adultes ou par le recrutement (Lewis et al., 2002). La recolonisation est liée à une disponibilité du substrat et une disponibilité en matière organique à cause des organismes morts qui sédimentent dans la surverse (Newell et al., 1999 ; Boyd et al., 2003 ; Sánchez-Moyano et al., 2004). Il peut y avoir beaucoup de changements dans la première année après les dragages avec des augmentations conséquentes de l'abondance et de la biomasse totale de la macrofaune benthique (Cooper et al., 2007a ; Newell et al., 1998), voire les deux premières années (Boyd et al., 2003 ; Desprez, 2000), donc c'est à cette période qu'il faut cibler une fréquence élevée d'échantillonnages. Il y a très peu de travaux scientifiques publiés présentant la cinétique de recolonisation dans les quelques mois après les dragages et cela reste un sujet de recherche à explorer pour décrire les mécanismes mis en jeu. La fréquence des dragages pour le suivi approfondi va être sur quatre ans, avec un suivi trimestriel la première année (mars/juin/septembre/décembre), biennuel (mars/septembre) la seconde et annuel (mars) les deux années suivantes, pour s'espacer ensuite à une durée entre 1

et 4 ans pour coïncider avec les échantillonnages du suivi à long terme. En effet, d'après la bibliographie, c'est pendant la première année, voire la deuxième année de récupération qu'il y a les changements les plus importants et la vitesse de récupération ralentit ensuite. La fréquence annuelle puis quinquennale par la suite sera adaptée pour suivre la récupération des communautés benthiques en lien avec la récupération de la maturité des communautés pré-dragage (augmentation et stabilisation des biomasses et des niveaux d'abondances intermédiaires) (Newell et al., 1998). Ces suivis sur quatre ans devront être faits dès la fin d'exploitation de chaque bande, et non pas au début des dragages, sinon la manière dont les dragages affectent le fonctionnement des communautés benthiques sera mesuré et non pas la récupération, objectif de la mise en place de ce protocole. La fréquence des dragages est présentée sur la figure V.10, sur le calendrier prévisionnel des suivis.

- *Sur quelles zones ?*

Il n'est pas nécessaire de faire le suivi approfondi sur les trois zones d'impact primaire A-nord, A-sud et C. Sachant que les zones du PER Manche Orientale sont très similaires entre elles (voir Chapitre II), il est très probable que les processus mis en jeu suite à la perturbation soient les mêmes pour les trois zones. Trois protocoles sont donc possibles selon la zone, ils sont indiqués sur la figure V.10 par un code couleur. Il faut cependant noter qu'il peut s'écouler jusqu'à 15 ans avant que la drague ne revienne travailler sur la bande adjacente d'une bande en recolonisation, il est possible que les communautés récupèrent avant le dragage suivant. Dans ce cas, le protocole détectera l'influence de l'impact secondaire de la drague sur les communautés.

V.3.2.3 Calendrier prévisionnel des suivis biosédimentaires

Le suivi à long terme et le suivi approfondi représentent deux stratégies d'échantillonnage très différentes, par rapport au nombre total de sites échantillonnés ou à la fréquence du suivi. La figure V.10 résume donc ces informations en mettant en lien la carte des surfaces de prélèvement et le calendrier des différents types de suivis du protocole adapté.

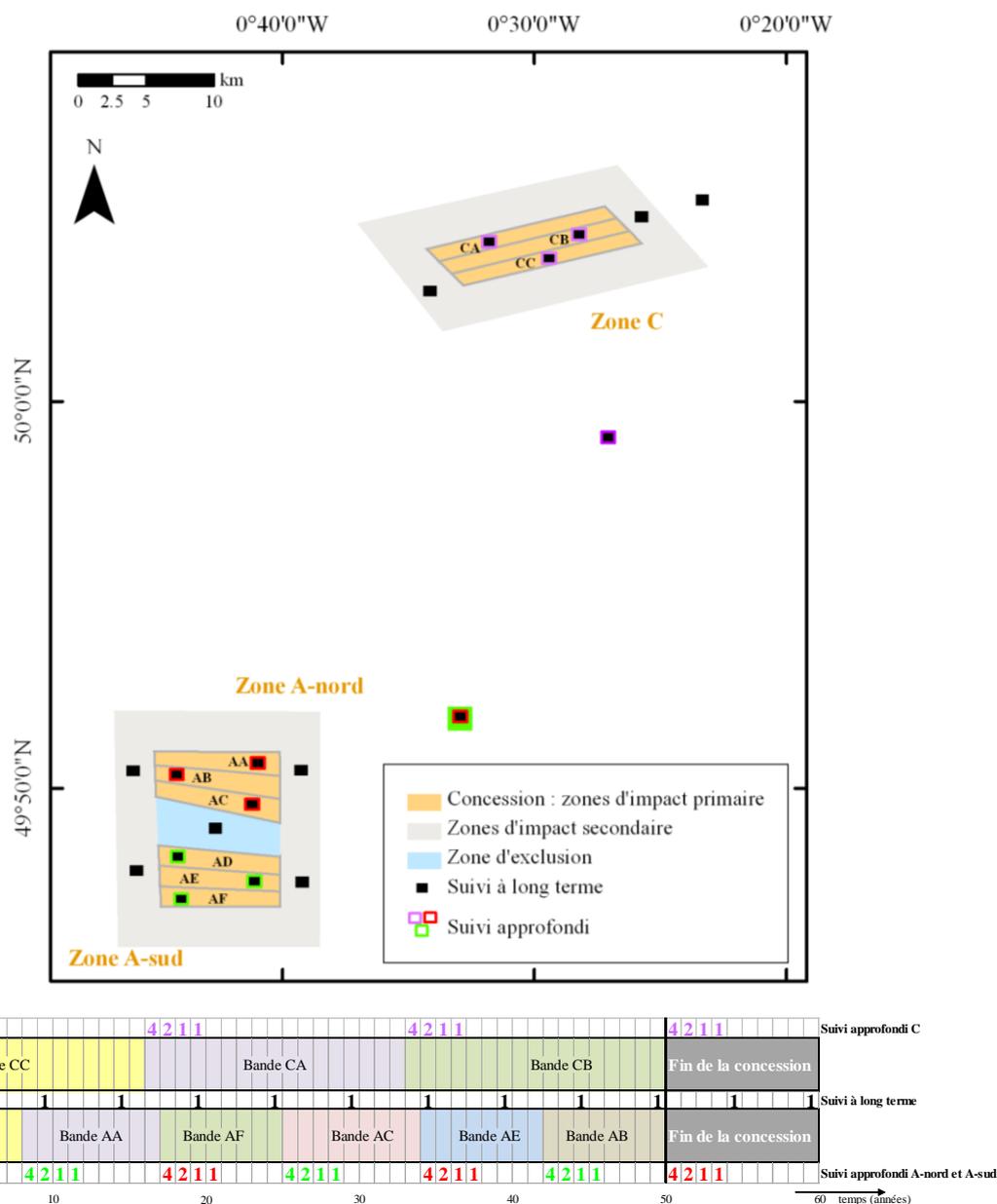


Figure V.10 : Résumé du protocole de suivi approfondi ; calendrier et carte des suivis biosédimentaires basés sur le protocole adapté pour le suivi à long terme et le suivi approfondi. Le calendrier débute au commencement des extractions et se termine au delà de la fin de l'exploitation. Chaque chiffre correspond au nombre de campagnes d'échantillonnage qui devront être organisées pour chaque année de la concession dans l'hypothèse où celle-ci dure pendant 50 ans ; les couleurs correspondent aux surfaces d'échantillonnage sur la carte.

V.3.3 Détecter les changements écologiques

Une discussion sur la notion de référence est proposée ci-dessous expliquant les différences entre les sites situés en dehors des zones d'impacts primaires et secondaires et les

prélèvements de la ligne de base, ceci dans le but de détecter les changements écologiques provoqués par l'extraction des granulats marins. Les méthodes analytiques pour mesurer ces changements écologiques sont ensuite abordées.

V.3.3.1 Quelles « références » ?

La détection des changements écologiques peut être évaluée à l'aide de différents critères biologiques, indicateurs de la qualité et de la santé des écosystèmes (proposés dans la bibliographie), cependant ils vont dépendre de la définition des conditions de référence reflétant les états attendus ou désirés du milieu (Dauer, 1993). Il a été vu précédemment que la site-spécificité rend chaque exploitation de granulats marins unique, donc les réponses des communautés benthiques face aux perturbations anthropiques vont être également propres aux types de communautés en place et aux paramètres physiques du milieu. C'est pour cela qu'il est nécessaire d'établir des conditions de références site-spécifiques en réalisant le suivi des caractéristiques physiques et biologiques du site étudié avant, pendant et après la perturbation du fond par les extractions de granulats marins (Gubbay, 2003). A une condition de référence correspond donc un échantillonnage et un site de prélèvement (de référence) considéré comme étant dans un état non perturbé par les dragages (il peut y avoir des perturbations naturelles). Il existe différents types de conditions de référence, présentant chacune des avantages et inconvénients. Ensuite, les prélèvements réalisés à ces sites de référence vont permettre d'établir des valeurs de référence pour différents critères biologiques donnant la possibilité de fixer des valeurs seuils visant à mesurer les changements écologiques et la récupération biologique. Ces différents aspects sont développés ci-dessous.

- *Etat non perturbé*

L'approche typique pour détecter des changements écologiques est de comparer des échantillons prélevés à un site dans un état non perturbé à des échantillons dans un site perturbé. Ces sites non perturbés établissent les conditions de référence et peuvent être de deux types (Rees et Boyd, 2002) :

- Les sites dits 'référence' correspondent à un (des) prélèvement(s) réalisé(s) dans la zone d'impact direct ou indirect de l'activité de dragage mais qui a (ont) été réalisé(s) au préalable de la mise en exploitation de la concession ;

- Les sites dit ‘contrôle’ correspondant à un (des) site(s) de prélèvement situé(s) dans une zone en dehors des impacts directs ou indirects des activités de dragage. Pour établir le site contrôle, il ne faut pas chercher un endroit ayant la même abondance ou ayant les mêmes caractéristiques faunistiques, mais une zone représentant le même habitat que celui qui va être perturbé. Les prélèvements sont réalisés pendant l’exploitation, au même moment que les prélèvements dans la zone d’impact.

Une approche prenant en compte les changements entre un site contrôle (non perturbé) et un site impacté (perturbé) est le principe de ‘couplage contrôle/traitement’ développé par Skalski et McKenzie (1982) tandis que l’utilisation d’une référence correspond au protocole établi par Stewart-Oaten et al. (1986), le BACI ou Before/After-Control/Impact, puis développé par Underwood (1992) sous le nom de ‘au-delà du BACI’ (Avant/Après-Référence/Impact, le terme ‘référence’ devrait en effet être préféré à ‘contrôle’ dans l’expression, *sensu stricto*).

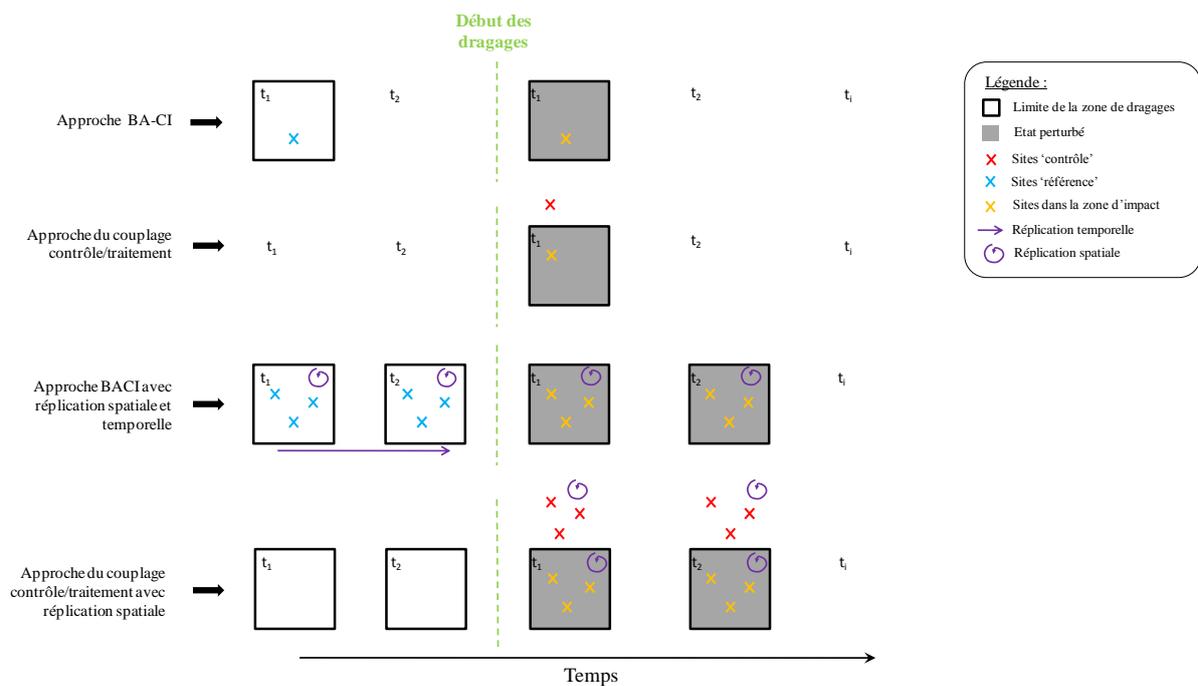


Figure V.11 : Schéma explicatif des différentes approches permettant de détecter les changements écologiques.

L’avantage d’utiliser un site de *référence* pour détecter un impact, est que les conditions environnementales aux sites non perturbés et perturbés vont être les mêmes. Cependant, si le suivi dure sur une très longue période de temps, il peut y avoir un ‘syndrome de ligne de base changeante’, c'est-à-dire que le milieu subit des changements naturels qui ne sont pas imputables aux activités anthropiques (ICES, 2005 ; CIESM, 2008). Il est donc recommandé d’avoir des sites *contrôle* pour suivre les évolutions temporelles naturelles de l’état non

perturbé ; cependant, s'il n'y a que ce type de site comme condition de référence il subsiste toujours un doute quant à sa pertinence pour évaluer les changements car il peut subir des changements environnementaux différents liés à sa distance du site d'impact (Boyd et al., 2005; Barrio-Froján et al., 2008, 2011). Pour résoudre ce débat, les deux types de conditions de références ont été considérés pour le suivi du protocole du PER Manche Orientale.

Il est nécessaire également d'inclure des répliques spatiales et temporelles dans l'établissement des conditions de référence pour prendre en compte la variabilité naturelle car elle est inconnue avant de faire les échantillonnages (Underwood, 1994). Quand il y a suffisamment de réplique, on obtient un jeu de données représentatif de la variabilité spatiale et temporelle de la zone, appelé ligne de base (baseline) et ces échantillonnages vont générer les premiers points de la série de données permettant d'étudier les changements écologiques ayant lieu tout au cours de l'exploitation (Boyd, 2002). Une bonne ligne de base permet d'explorer les sources de variation naturelle qui pourraient réduire les capacités de prédiction des différents indices comme outils de surveillance des écosystèmes (Maurer et al., 1999). La prise en compte de cette dynamique temporelle permet de ne plus considérer les données pré-dragage comme un 'état de référence' mais comme une 'dynamique de référence'. Celle-ci permet alors de mieux montrer les tendances et évite une interprétation erronée d'une réponse à une perturbation (Grimm et al., 1992). Dans le cas du PER, il y a une grande stabilité, ce qui se révélera très pratique pour évaluer les impacts (voir § II.4). La concession étant demandée pour 50 ans, les trois sites de contrôle situés en dehors des zones d'impact primaire et secondaire vont être indispensables dans le cas où les communautés subiraient des changements naturels sur cette grande échelle de temps.

- *Etablir des seuils pour valider la récupération*

Sous l'égide de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), il a été établi une typologie permettant de classer un environnement donné par rapport à sa qualité, les EcoQs (Ecological Quality status), calculés à partir de caractéristiques biologiques mesurées *in situ* comme les caractéristiques des communautés benthiques (Borja et al., 2000 ; Dauvin et al., 2007). C'est le rapport entre les résultats des EcoQs d'un site particulier par rapport aux valeurs d'un site de référence qui donne le Ratio de Qualité Ecologique (EQR) permettant ensuite de classer l'environnement en différents niveaux de qualité : très bon, bon, moyen, médiocre, mauvais. Ces différents niveaux correspondent à des objectifs de gestion, c'est-à-dire des niveaux de qualité qu'un environnement doit présenter pour être considéré comme étant en bonne santé

écologique ou comme ayant récupéré s'il s'agit de suivre l'évolution d'un projet de restauration (Grall et Coïc, 2006). Il existe différentes méthodes pour évaluer la qualité d'un environnement qui consistent, en général, au calcul d'indices biotiques qui peuvent reposer sur différents types d'analyses univariées ou multivariées, à partir de paramètres structuraux ou fonctionnels. Les seuils des classes de qualité des EcoQs ont ainsi été établis pour une large gamme d'indice (Ruellet et Dauvin, 2007) et les autorités chargées de la gestion restent libres de choisir ceux qui permettent de mieux mesurer l'état de santé de leur milieu (Grall et Coïc, 2006). Les références ont été établies par rapport à différentes sources : (i) des mesures faites dans des sites pas ou très peu perturbés, (ii) des informations et des données historiques, (iii) des sorties de modèles numériques ou (iv) le jugement des experts (Muxika et al., 2007).

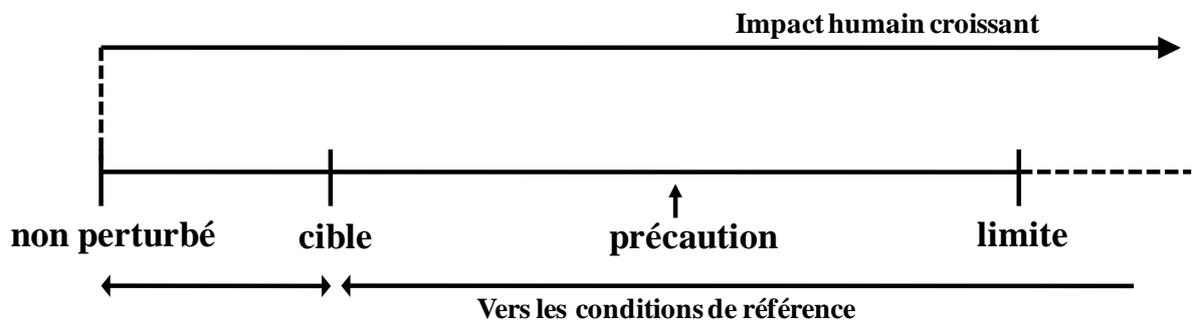


Figure V.12 : Etablissement des seuils de gestion : relations entre les conditions de référence cible et limite avec l'état de référence non perturbé (d'après ICES, 2005). Il est recommandé d'établir les niveaux de précaution pour éviter la détérioration irréversible du fonctionnement de l'écosystème.

En ce qui concerne l'extraction des granulats marins, il est également recommandé de mesurer des indices en support de la prise de décision pour la gestion écologique d'un site (ICES, 2005 ; Birklund et Wijsman, 2005). Les gestionnaires ont besoin d'indications pour associer les observations de terrain avec un état écosystémique donné, c'est-à-dire de valeurs qui sont connues comme étant les conditions de référence. Ces conditions de référence, supportant la gestion basée sur les écosystèmes, incluent différents états de l'écosystème (Fig. V.12). Il y a alors (ICES, 2005) :

- ◆ Les conditions de référence d'un écosystème (ou d'une composante) non perturbé par les activités humaines,
- ◆ Les conditions de références cibles associées avec un état favorable de l'écosystème (un compromis entre les bénéfiques environnementaux, sociaux et économiques) ;

- ◆ Les conditions de référence limites qui ne doivent pas être dépassées, sinon les perturbations environnementales vont être sérieusement néfastes ou irréversibles pour le fonctionnement de l'écosystème. Elles indiquent un niveau de détérioration de l'environnement à ne pas dépasser pour perpétuer le fonctionnement écologique de ce milieu.

Le principe des EcoQs permettant de juger de l'état écologique d'un site donne de bons résultats dans un certain nombre de situations pour suivre la récupération d'un milieu, notamment dans les cas de pollutions par un enrichissement en matière organique ou par des contaminants (Dauvin et al., 2007). Les EcoQs sont très utiles quand il n'y a pas d'échantillonnage en condition de référence non perturbée. Leur utilisation est fortement recommandée par la DCE, mais la limite des seuils permettant de déterminer les cinq classes est toujours discutable (Ruellet et Dauvin, 2007). Ces indices ont été calculés avec les échantillons en conditions de référence pour le PER Manche et les résultats montraient selon les indices un statut moyen à bon (§ III.2.1.4), le maximum étant très bon. Il semble donc que ces indicateurs ne soient pas calibrés pour les communautés de sédiments grossiers, car en effet, les zones des paléovallées du large subissent une perturbation modérée du fait de l'environnement hydrodynamique mais sont supposées être dans un très bon état écologique vu qu'elles subissent peu ou pas de perturbations anthropiques.

Les suivis biosédimentaires réalisés entre 2007 et 2010 ont permis de mettre en place une ligne de base des conditions de référence non perturbées du site du PER Manche Orientale, avec une grande série de répliques spatiales et temporelles permettant d'évaluer la variabilité du site à différentes échelles. A partir de ces données, il est possible d'établir des seuils de récupération à atteindre, avec les valeurs des conditions de référence non impactées (les valeurs moyennes des différents indices biotiques) et les conditions de référence cible (en lien avec les niveaux de variations naturelles de ces indicateurs) (Fig. V.11). En effet, la base de l'étude des dégradations et des restructurations des communautés repose sur une connaissance suffisamment étayée des compositions qualitatives et quantitatives des peuplements et de leurs variations saisonnières dans les conditions normales de l'environnement physico-chimique. (Bellan-Santini, 1968 ; Hily et Glémarec, 1990 ; Dauvin, 1993). Les valeurs pour les conditions de référence non perturbées sont données dans le tableau II.7, et les valeurs cibles peuvent être estimées à partir des pourcentages de variation établis dans la figure II.21 (voir § II.4), en considérant que la récupération est atteinte quand les valeurs se situent dans l'intervalle de ces variations. Les valeurs de ces indices biotiques

basés sur les aspects structuraux et fonctionnels des communautés benthiques sont rappelées dans le tableau V.3.

Tableau V.3 : Rappel des valeurs mesurées en condition de référence et leur variabilité d'une campagne de prélèvement à l'autre pour les deux zones du site du PER Manche Orientale (\pm e.t). La dernière colonne indique les valeurs maximales et minimales mesurées pour ces mêmes indicateurs par rapport aux groupes de stations définis dans le chapitre IV (§ IV.3.2.4). (- signifie que ces indicateurs n'ont pas été calculés).

Indicateurs		PER Manche Orientale		Bassin Oriental de la Manche	
		Zone A	Zone C	Minimum	Maximum
N	Abondance (ind.0,5/m ²)	249 \pm 77	327 \pm 97	~60	~870
S	Nombre d'espèces (/0,5 m ²)	50 \pm 6	59 \pm 6	~20	~80
B	Biomasse (g/0,5 m ²)	4,9 \pm 2,78	14,1 \pm 5,1	-	-
H'	Diversité de Shannon (Log2)	4,22 \pm 0,51	4,71 \pm 0,46	3,8	5,4
J'	Indice de régularité de Pielou	0,76 \pm 0,02	0,81 \pm 0,03	0,7	0,9
AMBI	Coefficient Benthique	1,4 \pm 0,2	1,5 \pm 0,2	0,9	1,9
ITI	Indice trophique endofaunistique	59,1 \pm 5,6	51,6 \pm 8,6	47,2	79,0
FDq	Indice de diversité fonctionnelle	0,85 \pm 0,05	0,93 \pm 0,01	-	-
P/B	Productivité	0,81 \pm 0,34	0,64 \pm 0,21	-	-

Il est recommandé ensuite dans la bibliographie sur la gestion des perturbations environnementales d'établir des conditions de référence limites, et en se reposant sur le principe de précaution, de fixer des valeurs permettant d'éviter d'atteindre de tels niveaux de dégradation du milieu (Fig. V.12). Le but étant que, lors des suivis biologiques d'une perturbation environnementale (comme l'extraction des granulats), si ces niveaux de dégradation sont atteints, il soit possible d'ajuster les techniques de dragage pour améliorer la récupération (Birklund et Wijsman, 2005). Il est très difficile d'établir des valeurs à cause de la site-spécificité et établir les valeurs limites impliquerait de pousser la perturbation d'un écosystème suffisamment loin pour qu'il se détériore, expérimentation en totale contradiction avec les protocoles de dragage mis en place actuellement visant au contraire à réduire ces impacts pour préserver au mieux sans atteindre ces niveaux de perturbations irréversibles pour les écosystèmes.

Un paramètre qui est en revanche commun à la plupart des exploitations, ce sont les mécanismes de récupération basés sur les successions écologiques qui se mettent en place (Newell et al., 1998). Le seuil de détection d'un impact non contrôlé serait alors quand cette succession écologique ne suit pas les hypothèses posées au départ d'après les connaissances

sur les capacités de résistance et de résilience des communautés naturelles, et des protocoles de dragages mis en place (e.g., les communautés restent à un stade transitoire plusieurs années après les dragages sur une bande). Des décisions de gestion importantes devraient alors être prises pour réduire ces impacts. Ces seuils resteront ainsi sites-spécifiques et pourront s'adapter au cours du temps, en réponse au changement des techniques de dragage.

V.3.3.2 Indicateurs de changements

Comme il a été expliqué précédemment, la perturbation physique sur le fond provoquée par l'extraction des granulats va induire des changements écologiques du milieu. Il est rappelé que le compartiment benthique est le plus propice pour étudier ces changements car ce sont des organismes sédentaires, peu mobiles et très fortement dépendants de leurs sédiments préférentiels (Dauvin, 1993).

Un indicateur de changement est une métrique quantitative qui peut être comparée à des métriques similaires pour déterminer les changements des états ou des processus écologiques existant au sein des communautés benthiques en lien avec des changements environnementaux plus ou moins sévères et à différentes échelles temporelles ou/et spatiales (The East Channel Association, 2011). Les prélèvements benthiques réalisés à la benne Hamon permettent d'obtenir trois types de données : la liste des différentes espèces macrobenthiques, leurs abondances et leurs biomasses (voir § II.2 pour le protocole en laboratoire). Ce sont les indices typiques de mesure de la récupération (Newell et al., 1998), ils concernent la structure des écosystèmes. Ils peuvent être exploités directement à partir de calculs de moyennes et en les comparant aux valeurs établies en condition de référence. Ces indicateurs structuraux vont évoluer significativement au cours des différentes étapes de l'exploitation des granulats au site du PER Manche Orientale. Pour chacune de ces étapes, il est par ailleurs possible d'émettre des hypothèses sur les changements écologiques qui vont avoir lieu, celles-ci sont résumées dans le tableau V.4.

A partir de ces données structurelles, il est possible d'analyser également les caractéristiques fonctionnelles des communautés en utilisant des indicateurs associés aux objectifs environnementaux (EcoQs), pour assurer le retour à un bon statut écologique de l'environnement marin après perturbation (Desprez et al., en cours). Il est rappelé ici que le bon état écologique correspond aux valeurs établies par la mesure de la ligne de base (voir Chapitre I et II). Une procédure de détection et d'interprétation des conséquences des impacts environnementaux sur la macrofaune benthique est ainsi mise en place à l'aide de différentes

méthodes d'analyses. Celles qui sont proposées dans le tableau V.4 sont basées sur des métriques utilisées en routine dans les suivis benthiques après cessation de dragage pour étudier la recolonisation de la faune benthique (Kenny et Rees, 1996 ; Desprez, 2000 ; Boyd et al., 2003, 2005 ; Newell et al., 2004 ; Sánchez-Moyano et al., 2004 ; Robinson et al., 2005 ; Cooper et al., 2007a, 2008 ; Barrio-Froján et al. 2008, 2011 ; Desprez et al., 2010). Leurs valeurs en condition de référence pour les zones du PER Manche Orientale sont par ailleurs rappelées dans le tableau V.3.

Tableau V.4 : Les changements écologiques induits par les dragages aux différentes étapes de l'exploitation (d'après Newell et al., 1998) et les indicateurs de changement pour mesurer l'évolution attendue des différentes caractéristiques écologiques des communautés (Analyses structurelles ; N : abondance ; S : richesse spécifique ; Biomasse ; MDS/CLUSTER : analyses multivariées) (analyses fonctionnelles ; H' : diversité spécifique ; J' : indice de régularité ; P/B : productivité ; FD_Q : diversité fonctionnelle ; ATB : analyse des traits biologiques ; AFC : analyse factorielle des correspondances ; AMBI : analyse des groupes écologiques ; ITI : analyse des groupes trophiques) (MDI : Multivariate Dispersion Index).

Hypothèses de changements	Evolution attendue des communautés	Indicateurs
1 <u>Impact direct de dragages :</u> destruction de la macrofaune	- forte diminution de l'abondance totale, de la biomasse et de la richesse spécifique	N, S, B
2 <u>Dès l'arrêt des dragages :</u> arrivée d'espèces opportunistes et pionnières en quelques mois (mobilité des adultes/recrutement/dérive)	- Fortes abondances, parfois supérieures à celles pré-dragage et des biomasses individuelles faibles - Composition spécifique différente exprimant des capacités de résilience plus forte qu'en état non perturbé - Forte variabilité	N, S, B MDS/CLUSTER H', J', AMBI, ITI P/B, FD _Q AFC (ATB) MDI
3 <u>Quelques années après les dragages :</u> Maturation des communautés jusqu'à la récupération complète (structurelle et/ou fonctionnelle)	- Retour vers une composition spécifique similaire aux conditions de référence non perturbées - Sinon : retour vers une composition fonctionnelle équivalente aux conditions de référence non perturbées	N, S, B MDS/CLUSTER (H', J', AMBI, ITI) (P/B, ATB)
4 <u>Effets cumulés des dragages :</u> Maintien des communautés benthiques dans un état de perturbation intermédiaire	- Cela suscite le maintien d'un système de succession écologique pionnier dans les communautés benthiques des zones d'impact primaire	N, S, B H', J', AMBI, ITI P/B, FD _Q , ATB

Les conclusions d'un suivi environnemental dépendent parfois des techniques d'analyse utilisées (Bolam et al., 2006) donc la procédure pour suivre les perturbations environnementales au site du PER Manche Orientale croise différentes méthodes. Pour cela il existe une diversité d'approches analytiques : (i) les indices de diversité (e.g. indice de Shannon), (ii) les outils multivariés (avec les taxa et les abondances), (iii) les représentations graphiques (e.g. les courbes ABC) et (iv) les espèces indicatrices et les indicateurs biotiques (abondance relative des espèces tolérantes ou sensibles, des guildes trophiques) (Simboura et Zenetos, 2002).

Pour chaque étape de l'exploitation, une hypothèse a été émise correspondant aux changements environnementaux induits par les perturbations environnementales. Une série d'indicateurs de changement à mesurer est ainsi proposé pour comprendre l'évolution des communautés :

- Etape 1 : à la suite des impacts directs des dragages, les paramètres structuraux sont identifiés car il y a eu une destruction des communautés et aucun processus écologique n'a pu se mettre en place. Les mesures de l'abondance, de la biomasse et de la richesse spécifique permettent de mesurer les pourcentages de perte des organismes.
- Etape 2 : dès l'arrêt des dragages et pendant les quatre ans du suivi approfondi qui sera mis en place, il est essentiel de suivre non plus uniquement les paramètres structuraux mais également des paramètres fonctionnels des communautés. En effet, les approches structurelles sont aujourd'hui insuffisantes pour évaluer l'impact des activités humaines sur l'environnement marin (Cooper et al., 2008). Les paramètres fonctionnels vont permettre d'avoir accès à des informations sur les processus de récupération qui se mettent en place et notamment de voir si les populations nouvellement installées sont caractérisées par une plus forte résilience que celle qui était en place à l'état naturel. Pour cela, il faut mesurer les paramètres choisis dans le chapitre III pour évaluer les capacités de résilience et de résistance des communautés benthiques, c'est-à-dire différents indices biotiques de la qualité du milieu : l'ITI pour suivre l'évolution des groupes trophiques, l'AMBI, pour suivre le rapport entre la quantité d'espèces opportunistes, tolérantes et sensibles et H' la diversité spécifique. La diversité fonctionnelle (FD_Q) permet de savoir s'il y a une spécialisation dans l'utilisation des nouvelles ressources disponibles (substrat et éventuellement matière organique due aux organismes morts pendant les dragages) et la productivité (P/B) permet de connaître le degré de maturité de la communauté. Il sera ensuite intéressant de réaliser des analyses multivariées pour tester la ressemblance entre les communautés pré-dragage et

les communautés recolonisant (MDS/CLUSTER) et, si elles sont très différentes, de réaliser une AFC à partir des fréquences des différents traits biologiques (ATB) pour décrire en détail les caractéristiques fonctionnelles des populations benthiques nouvellement en place suite aux dragages par rapport aux populations pré-dragage. L'indice de dispersion multivariée (MDI) (Warwick et Clarke, 1993) permet de caractériser le degré de variabilité d'un site impacté en comparaison avec un site non impacté. Il serait donc très intéressant de le suivre dans le cas où l'hypothèse de l'existence d'une forte variabilité dans les échantillons biologiques existe suite à la perturbation du fond.

- Etape 3 : il est intéressant de voir quel type de communauté(s) va (vont) s'installer sur le site à long terme et si elle(s) va (vont) être capable(s) d'accomplir les mêmes fonctions dans le cas où elle(s) serai(en)t différente(s) de celle(s) d'origine. Des analyses multivariées seront donc réalisées à partir des traits biologiques si les communautés nouvellement en place sont significativement différentes.

- Etape 4 (en parallèle de l'étape 3) : il est intéressant de tester si les communautés dans les zones en récupération arrivent à atteindre des niveaux de maturité proches des conditions pré-dragage où si elles restent à des niveaux de succession pionnier pendant que les opérations de dragage continuent dans des zones adjacentes, entretenant donc une certaine perturbation du milieu.

V.3.4 Conclusions

Le G.I.E. G.M.O. a mis en place un protocole de dragage innovant visant à favoriser les mécanismes de résilience des communautés benthiques du site du PER Manche Orientale de manière à avoir en fin d'exploitation un site dans une situation où les fonds marins auront quasiment récupéré des impacts des extractions.

L'intégration du projet de suivi biosédimentaire est un pré-requis à la mise en place d'un dossier de demande de concession pour l'extraction des granulats en France (Décret no 2006-798 du 6 juillet 2006). Le G.I.E. G.M.O. a donc intégré à son projet, en accord avec les membres de la Commission de Suivi, d'Information et de Concertation (CSIC) et de la Structure de Suivi Scientifique (3SMO), un suivi biosédimentaire dont les caractéristiques ont été détaillées précédemment. Ce suivi applique les recommandations de base pour un suivi à long terme de la récupération physique et biologique mais il a été montré ci-dessus qu'il s'avère être moins ajusté pour analyser les avantages que peut présenter la planification

stratégique des dragages établie pour les extractions au site du PER Manche Orientale par rapport à la récupération à court terme et à long terme de communautés benthiques des paléovallées de la Manche.

Un protocole de suivi biosédimentaire adapté a ainsi été proposé, prenant en compte différents aspects du protocole d'extraction des granulats marins au site du PER Manche Orientale et tout particulièrement des spécificités spatiales et temporelles dues aux prévisions de dragages en bandes alternées. Pour cela le nombre et la localisation des stations de prélèvement à été modifié par rapport au protocole initial de manière à réaliser un échantillonnage stratifié qui permette de suivre à la fois les différents niveaux d'impacts (primaires et secondaires) mais également les différents degrés de récupération en fonction des périodes d'exploitation des bandes. En parallèle de cela, il a été prévu un nombre équivalent de sites de référence et de sites contrôle de manière à avoir une bonne qualité de mesures des conditions non-perturbées permettant d'évaluer la récupération à court terme et à long terme. Le site du PER Manche Orientale étant caractérisé par une importante homogénéité des caractéristiques sédimentaires et faunistiques, il n'a donc pas été nécessaire de multiplier les stations de prélèvement dans les zones impactées mais au contraire, de cibler leur localisation tout en adaptant les méthodes d'échantillonnage pour mesurer les changements qui auront lieu sur le site (mini benne Hamon). L'établissement d'une ligne de base des différents paramètres structuraux et fonctionnels des communautés macrobenthiques des paléovallées du bassin Oriental de la Manche permet par ailleurs d'être confiant par rapport aux futures capacités de détection des indicateurs de changements écologiques qui seront utilisés pour décrire l'impact des extractions des granulats marins sur différents aspects clefs de la structure et du fonctionnement des communautés benthiques.

Conclusions générales
et
Perspectives d'études

Conclusions

Les processus écosystémiques vont être modifiés en réponse aux perturbations associés à l'extraction des granulats marins. Pour cette raison il est important, au préalable de l'exploitation, d'émettre des hypothèses scientifiques quand à l'intensité de ces changements et de proposer des actions de gestion permettant de préserver ces processus, ou du moins d'en atténuer la dégradation (ICES, 2005). Ce travail de thèse est complémentaire aux études d'impacts réalisées sur le site du PER Manche Orientale et suit cette approche dite de gestion adaptative s'inscrivant dans une démarche de gestion basée sur les écosystèmes. Deux problématiques principales ont ainsi été traitées pendant ces trois années de suivi pré-dragage.

Dans un premier temps, la sensibilité du milieu aux perturbations physiques sur le fond a été étudiée, en parallèle de l'analyse des techniques de dragages du G.I.E. G.M.O. de manière à aider les industriels des granulats à réaliser des impacts moins dommageables pour les communautés benthiques pendant les extractions. En effet, de nombreux cas d'étude ont montré que l'un des critères cruciaux pour choisir une stratégie de dragage limitant les impacts biologiques repose sur la capacité des espèces de la faune benthique à recoloniser le substrat après la fin des extractions (Boyd et al., 2004 ; Newell et al., 1998 ; Desprez, en cours). En aspirant une couche de sédiment importante sur les fonds marins des sites d'extraction, les techniques de dragage laissent difficilement la possibilité, même aux espèces les plus résistantes, de survivre après cette perturbation. Il est donc essentiel de favoriser la résilience des communautés, c'est-à-dire leur capacité à revenir vers un état de référence (ou une dynamique de référence) après une perturbation induite par des facteurs externes de manière temporaire (Pimm et al., 1984 ; Grimm et al., 1992). La résilience d'une communauté benthique peut être forte, notamment dans les environnements naturellement perturbés où sera observé par exemple un recrutement benthique important chaque automne (Desprez, 2000).

Pour cela, la stratégie d'étude a été d'analyser d'une part les caractéristiques de la dynamique de la communauté benthiques des paléovallées de la Manche à différentes échelle de temps (saisonnier/pluriannuel) et d'espace (locale, régionale). Ensuite, les capacités de réponse de la communauté benthique face à une perturbation physique ont été évaluées de manière à juger de la pertinence des propositions de techniques de dragage de l'entreprise sur le site du PER Manche Orientale dans l'avenir si la concession était attribuée. Ainsi, la présente étude montre que la communauté benthique des paléovallées du bassin oriental de la

Manche est caractérisée par ses fortes capacités de résistance aux perturbations physiques de l'environnement, mais elle présente des capacités de résilience plus faible. L'étude à l'échelle régionale a montré que le PER Manche Orientale se situe dans une région où des assemblages benthiques similaires sont présents dans les zones adjacentes au futur site d'extraction, ce qui suggère qu'il existe des sources de larves pouvant recoloniser la zone. Il y a cependant un faible recrutement observé et l'analyse des traits biologiques a montré que les espèces présentaient une faible mobilité des adultes. Les conditions hydrodynamiques ont par ailleurs un pouvoir structurant très fort ; en effet, la pérennité des caractéristiques environnementales observées (stabilité sédimentaire) se reflète dans la dynamique de la structure de la communauté benthique mais également par rapport aux caractéristiques fonctionnelles de la communauté. Ces fortes pressions environnementales ont une valeur adaptative plus que déstabilisante pour cette communauté qui exprime une remarquable constance au cours du temps.

La perturbation induite par les dragages va modifier les caractéristiques physiques du fond marin directement dans la zone de concession, mais également dans les alentours avec les effets secondaires potentiels liés à la sédimentation du panache turbide. La topographie du fond, la composition granulométrique du substrat et la stabilité des sédiments vont être altérées à des degrés divers selon le nombre de passages de la drague aspiratrice en marche sur le fond. Tous ces paramètres sont critiques par rapport aux possibilités de récupération biologique de la faune suite à l'extraction des dépôts de granulats. Il est donc essentiel de planifier une exploitation anticipant ces modifications par une bonne connaissance des impacts environnementaux et par l'application de méthodes d'atténuation de ces impacts sur le fond.

Le G.I.E. G.M.O. a été sensibilisé aux problématiques environnementales lors de la mise en place de son projet de concession d'extraction des granulats marins dans les gisements des paléovallées du bassin oriental de la Manche et a appliqué dans sa stratégie de dragage la plupart des recommandations de bonnes pratiques visant à atténuer les impacts environnementaux et à favoriser la récupération benthique. Le G.I.E. G.M.O. propose par ailleurs une planification des dragages en bandes alternées qui diminue les surfaces exploitées de manière à réaliser une exploitation extensive, mais en fractionnant l'impact direct au long de la période de concession en effectuant les dragages sur une petite surface (900 m de large au maximum). Cette technique vise à favoriser les possibilités de déplacement des adultes depuis les zones adjacentes non perturbées vers les zones impactées une fois la perturbation

terminée car ils auront ainsi moins de distance à parcourir. Les décalages temporels entre les exploitations des différentes bandes vont être également un facteur favorisant la recolonisation, mais dont l'objectif est cette fois de maintenir un état de perturbation intermédiaire pendant le temps de la concession visant à entretenir sur la zone la présence de communautés benthiques dans des stades pionniers de succession et étant caractérisées par de plus forte capacité de résilience. La planification des dragages en bandes alternées établie par le G.I.E. G.M.O. est donc une proposition innovante qui intègre les processus associés à la récupération biologique (succession écologique) en atténuant au mieux les facteurs physiques limitant qui pourraient ralentir la recolonisation benthique.

La seconde problématique était de proposer des réflexions sur les stratégies d'échantillonnage de manière à évaluer l'impact réel qui aura lieu dans cet environnement. Il a ainsi été établi un protocole de suivi biosédimentaire pour comprendre les changements environnementaux qui auront lieu sur le site. Ce dernier est adapté aux particularités des techniques de dragage des granulats marins qui serait mis en place sur le site du PER Manche Orientale et visent à mesurer les temps de récupération physiques et biologiques, indicateurs de l'altération du milieu. En effet, il est attendu sur le site du PER Manche Orientale qu'une récupération à court terme ait lieu dans les quelques mois après la fin des extractions et que la récupération à long terme puisse avoir lieu dans l'écart de temps entre les dragages de deux bandes consécutives, c'est-à-dire sur une période d'une dizaine d'années. La mise en place d'un suivi biosédimentaire ciblant les problématiques écologiques associées à l'exploitation des granulats au site du PER Manche Orientale (récupération à court-terme, récupération à long-terme, hypothèse de perturbation intermédiaire) est donc recommandée pour d'une part, décrire les mécanismes de recolonisation et d'autre part pour vérifier si celle-ci a bien lieu. Ainsi, le protocole de suivi biosédimentaire adapté aux enjeux écologiques associés à la planification des dragages en bandes alternées prévue dans le projet du G.I.E. G.M.O.. Des modifications ont été apportées au protocole de départ en adaptant le nombre et la localisation des stations mais également en adaptant le matériel utilisé pour les prélèvements. Ensuite, la ligne de base des indicateurs de changements estimés à partir des données des campagnes BEMACE et ROVMACE permettra d'avoir une plus grande confiance dans les observations qui seront faites dans le futur, après impact des dragages, parce que : (i) les valeurs sont obtenues en condition de référence (sur les communautés qui seront directement impactées) ; (ii) les sites contrôles qui ont été validés lors de l'état de référence présentent les mêmes

caractéristiques sédimentaires et biologiques que les zones de référence et (iii) le choix de réaliser le tamisage de la faune benthique sur une maille 2 mm a permis d'obtenir une ligne de base présentant très peu de fluctuations naturelles, un atout pour mesurer les changements écologiques qui auront lieu sur le long-terme.

Les résultats de ce travail de thèse sont site-spécifiques et se présentent comme des outils pour la future gestion environnementale sur le site du PER Manche Orientale car il sera possible à partir des données recueillies de comprendre les processus qui seront mis en jeu lors des extractions et à posteriori, pendant les phases de récupération du milieu. L'ensemble de ce travail a également permis de produire une grande source d'information sur les communautés benthiques des sédiments grossiers du bassin oriental de la Manche qui étaient encore aujourd'hui peu explorés de manière quantitative, et non explorés en terme de dynamique temporelle des communautés benthiques dans des régions à faible perturbation anthropique.

Perspectives d'études

L'évolution des connaissances scientifiques par rapport aux processus écosystémiques n'est plus vue comme une menace par l'industrie des granulats mais comme une source de confiance dans leurs actions et dans l'ajustement de leurs activités en fonction des résultats des suivis environnementaux (Newell et Garner, 2006).

Les perspectives de ce travail sont maintenant en partie dépendantes des autorisations d'exploitation. En effet, le projet du G.I.E. G.M.O. est actuellement en délai administratif auprès du gouvernement et le verdict quant à l'autorisation d'ouverture de dragage au site du PER Manche Orientale devrait être rendu dans les mois à venir. Ensuite, les propositions du protocole de suivi biosédimentaire adapté devront être évaluées par les commissions de suivi (CSIC et 3SMO) qui seront mises à nouveau en place si la concession est accordée. Dans ce cas, les suivis biosédimentaires pourront commencer avec les nouvelles consignes proposées dans ce mémoire. Du fait d'avoir établi des valeurs de références intégrant la variabilité naturelle à la fois spatiale et temporelle de la communauté benthique du site du PER Manche Orientale, les résultats des suivis devraient être riches d'enseignements pour comprendre l'effet des dragages sur les attributs clefs du compartiment benthique et permettront de décrire les mécanismes écologiques mis en jeu lors de la recolonisation. Ces données seront un apport substantiel à la compréhension scientifique des effets des dragages.

Mon travail de thèse ne couvre pas l'ensemble du compartiment benthique et plusieurs perspectives d'études se dégagent pour compléter les analyses présentées dans ce mémoire :

- La variabilité temporelle des organismes de la communauté des paléovallées du bassin oriental de la Manche retenus dans la fraction 1 mm doit être analysée (c'est-à-dire la faune retenue entre les tamis de 1 et 2 mm). En effet, Il est nécessaire d'avoir plus d'information sur cette fraction pour les suivis à court-terme et juger de la pertinence d'identifier la macrofaune retenue sur 1 mm. Il est prévu que j'encadre un stagiaire de M2 sur ce sujet au cours de l'année universitaire 2011-2012, les échantillons ayant été triés et conservés dans l'alcool dans cet objectif.
- L'épifaune reste importante à prendre en compte car très représentée sur les sédiments qui intéressent l'industrie des granulats (Boyd et Rees, 2003) ; elle a été peu considérée dans ce mémoire. Des recherches complémentaires sur ce compartiment faunistique seront entreprises au cours de l'année 2011-2012 dans le cadre de l'analyse des échantillons des campagnes VideoCHARM pour caractériser

l'importance de ce compartiment faunistique le long d'un transect est-ouest dans la partie centrale de la Manche. Comme il a été expliqué dans les perspectives du chapitre III, ce compartiment faunistique est important à considérer dans les études sur les habitats benthiques.

Il existe une forte site-spécificité qui complexifie les processus de gestion des sites d'extraction de granulats marins. Ainsi, la compréhension de la récupération des communautés benthiques doit s'explorer par l'analyse de différents cas d'études (Elliott et al., 2007). Ensuite, au-delà même de la compréhension des enjeux propres à chaque site (site-spécificité), des études se développent sur les effets cumulatifs des impacts des différentes activités anthropiques dans une zone donnée (pêche, granulats, éolien...) (Cooper, 2005 ; Dauvin et Lozachmeur, 2006 ; Cooper et al., 2007b ; Foden et al., 2010). Il est ainsi recommandé de construire des partenariats entre les industriels concurrents de manière à partager les résultats des suivis environnementaux (Gubbay, 2005). Ce genre de travail est déjà réalisé pour centraliser l'ensemble des travaux scientifiques sur le sujet à une échelle internationale avec les travaux du Conseil International pour l'Exploration de la Mer et du groupe de travail sur les effets de l'extraction des sédiments marins sur l'écosystème marin (ICES, 1992, 2001, 2003, 2009). C'est d'ailleurs pour cette raison qu'il est intéressant d'homogénéiser l'usage des engins d'échantillonnage (cf. mini benne Hamon). L'objectif régional serait de limiter les risques de fragmentation d'une unité fonctionnelle comme celles que représentent les communautés benthiques des sédiments grossiers du bassin oriental de la Manche (Garcia, 2010). Pour cela, des propositions sont menées pour la mise en place d'un Groupement d'Intérêt Scientifique (GIS) sur les granulats du bassin oriental de la Manche de manière à avoir un groupe de travail centralisant et analysant conjointement les résultats. Les données obtenues dans le cadre des suivis pré-dragage par le G.I.E. G.M.O. pourraient intégrer ce genre d'initiative. En parallèle de cela, les travaux sur la typologie des habitats seront un bon support de travail pour les études à une échelle régionale dans l'objectif d'identifier, dans la région du bassin oriental de la Manche, les zones qui seront plus sensibles aux perturbations physiques du milieu (IFREMER, 2009) et un outil pour aider à la planification des futures installations de concessions de granulats marins.

Références Bibliographiques

- A -

- Alizier, S., 2011. Les communautés benthiques subtidales de la partie orientale de la baie de Seine : analyse rétrospective de leur évolution à long-terme (1980-2010). Thèse de doctorat. Université Lille Nord de France.
- Andrew, N.L., Mapstone, B.D., 1987. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanography and Marine Biology. Annual Review* 25, 39–90.
- Auffret J.-P., Alduc D. et Larssonneur C., 1982. La Manche orientale, carte des paléovallées et des bancs sableux à 1/500 000. Bureau de Recherches Géologiques et Minières.
- Armonies, W., 2000. On the spatial scale needed for benthos community monitoring in the coastal North Sea. *Journal of Sea Research* 43, 121-133.

- B -

- Barrio-Froján, C.R. S., Boyd, S.E., Cooper, K.M., Eggleton, J.D., et Ware, S., 2008. Long-term benthic responses to sustained disturbance by aggregate extraction in an area off the east coast of the United Kingdom. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79, 204-212.
- Barrio-Froján, C.R.S., Cooper, K.M., Bremner, J., Defew, E.C., Wan Hussin, W.M.R., et Paterson, D.M., 2011. Assessing the recovery of functional diversity after sustained sediment screening at an aggregate dredging site in the North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92, 358-366.
- Barry, J., Boyd, S., et Fryer, R., 2010. Modelling the effects of marine aggregate extraction on benthic assemblages. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90, 105-114.
- Bassoullet P., et Guillaud, J.F., 1999. Les techniques de dragage et de rejet. Dans : *Dragages et environnement marin*. IFREMER (Ed.). Plouzané, 15-24.
- Bellan-Santini, D., 1968. Influence de la pollution sur les peuplements benthiques. *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*. 10, 27-53
- Benabdellouahed, M., 2011. La Seine fluviatile plio-quadernaire en baie de Seine : évolution morphologique et sédimentaire (rôle du substratum géologique et des cycles climato-eustatiques). Thèse de Doctorat. Université de Caen Basse-Normandie, 300 pp.
- Bensettiti, F., Bioret, F., et Roland, J., 2004. Habitats Côtiers. “ Cahiers d’habitats ” Natura 2000. Tome 2 + Cédérom. In : *La Documentation Française* (ed.) MATE/ MAP/ MNHN, Paris, 399 pp.
- Binet, D., 1997. Menace anthropique et évolution climatique – nécessité d’une stratégie pour évaluer le changement dans les écosystèmes. In : *Dauvin, J.C. (Ed.), Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord : synthèse, menaces et perspectives*. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 267-278.

- Birchenough, S.N.R., Boyd, S.E., Vanstean, K., Coggan, R.A., et Limpenny, D.S., 2010. Mapping an aggregate extraction site off the Eastern English Channel: A methodology in support of monitoring and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Research*. 87: 420-430
- Birklund, .J, et Wijsman, J.W.M., 2005. Aggregate extraction: A review on the effect on ecological functions. SANDPIT Fifth Framework Project. Report Z3297.10, 56 pp.
- Bolam, S. G., Rees, H. L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K. R., Warwick, R. M., Atkins, M. et Garnacho, E., 2006. Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: A holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Marine Pollution Bulletin* 52, 415-426.
- Bolam, S. G. et Rees, H. L., 2003. Minimizing Impacts of Maintenance Dredged Material Disposal in the Coastal Environment: A Habitat Approach. *Environmental Management* 32, 171-188.
- Bolam, S. G., Barrio-Froján, C. R. S. et Eggleton, J. D., 2010. Macrofaunal production along the UK continental shelf. *Journal of Sea Research* 64, 166-179.
- Borja, A., Franco, J. et Perez, 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.
- Borja, A., Josefson, A. B., Miles, A., Muxika, I., Olsgard, F., Phillips, G., Rodríguez, J. G. et Rygg, B., 2007. An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55, 42-52.
- Botta-Dukát, Z., 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16, 533-540.
- Boyd, S.E., 2002. Guidelines for the Conduct of Benthic Studies at Aggregate Dredging Sites. UK Department for Transport, Local Government and the Regions. Crown Copyright, London.
- Boyd, S. E. et Rees, H. L., 2003. An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction in the central English Channel. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57, 1-16.
- 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 re-habilitation of the seabed following marine aggregate dredging. Science Series Technical Report CEFAS Lowestoft 121, 154 pp.
- Boyd, S. E., Limpenny, D. S., Rees, H. L., et 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 Journal of Marine Science* 62, 145-162.
- Boyd, S. E., Coggan, R. A., Birchenough, S. N. R., Limpenny, D. S., Eastwood, P. D., Foster-Smith, R. L., Philpott, S., Meadows, W. J., James, J. W. C., Vanstaen, K. 2006a. The role of seabed

- mapping techniques in environmental monitoring and management Science Series Technical Report CEFAS Lowestoft, 170 pp.
- Boyd, S. E., Barry, J. et Nicholson, M., 2006b. A comparative study of a 0.1 m² and 0.25 m² Hamon grab for sampling macrobenthic fauna from offshore marine gravels. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86, 1315-1328.
- Bremner, J., Rogers, S. I. et Frid, C. L. J., 2003. Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series* 254, 11-25.
- Bremner, J., Rogers, S.I., et Frid, C.L.J., 2006. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators* 6, 609-622.
- Bremner, J., 2008. Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366, 37-47.
- Brey, T., 2001. Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/
- Brown, C.J., Cooper, K.M., Meadows, W. J., Limpenny, D.S. et Rees, H., 2002. Small-scale mapping of sea-bed assemblages in the Eastern English Channel using sidescan sonar and remote sampling techniques. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 263-278.
- Brown, C.J., Mitchell, A., Limpenny, D.S., Robertson, M.R., Service, M. et Golding, N., 2005. Mapping seabed habitats in the Firth of Lorn off the west coast of Scotland: evaluation and comparison of habitat maps produced using the acoustic ground discrimination system, RoxAnn, and sidescan sonar. *ICES Journal of Marine Science* 62, 790-802.
- Buléon, P., et Shurmer-Smith, L., 2008. *Espace Manche-Un Monde en Europe*. 198 pp.

- C -

- Cabioch, L., 1968. Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche occidentale. *Cahiers de biologie Marine* 9, 493-720.
- Cabioch, L. et Glaçon, R., 1975. Distribution des peuplements benthiques en Manche Orientale, de la Baie de Somme au Pas-de-Calais. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris* 280, 491-494.
- Cabioch, L. et Glaçon, R., 1977. Distribution des peuplements benthiques en Manche orientale, du Cap d'Antifer à la Baie de Somme. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 285, 209-213.
- Cabioch, L., Gentil, F., Glaçon, R., Rétière, C., 1977. Le macrobenthos des fonds meubles de la Manche: distribution générale et écologie. In: Keegan, O'Ceidigh, Boaden (Eds.), *Biology of benthic organisms*. Pergamon Press, pp. 115-128.

- Cabioch, L., Gentil, F., Glaçon, R., et Retière, C., 1978. Le bassin oriental de la Manche, modèle de distribution de peuplements benthiques dans une mer à fortes marées. *Journal de Recherche Océanographique* 3, 24.
- Cardinale, B. J., Srivastava, D. S., Emmett Duffy, J., Wright, J. P., Downing, A. L., Sankaran, M. et Jouseau, C., 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443, 989-992.
- Carpentier, A., Vaz, S., Martin, C.S., Coppin, F., Dauvin, J.C., Desroy, N., Dewarumez, J.M., Eastwood, P.D., Ernande, B., Harrop, S., Kemp, Z., Koubbi, P., Leader-Williams, N., Lefèbvre, A., Lemoine, M., Loots, C., Meaden, G.J., Ryan, N., et Walkey, M., 2005. Eastern Channel Habitat Atlas for Marine Resource Management (CHARM), Atlas des Habitats des Ressources Marines de la Manche Orientale, INTERREG IIIA, 225 pp.
- Carpentier, A., Martin, C. S., Vaz, S. (Eds), 2009. Channel Habitat Atlas for marine Resource Management, rapport final / Atlas des habitats des ressources marines de la Manche orientale, final report phase II (CHARM II) INTERREG 3a Programme, IFREMER Boulogne-sur-mer, France, 626 pp.
- Carpentier, P., Dewarumez, J. M., et Leprêtre, A., 1997. Long-term variability of the *Abra alba* community in the southern bight of the North Sea. *Oceanologica Acta* 20, 283-290.
- Cayocca, F., et Du Gardin, B., 2003. Assessing the impact of sand extraction on the shore stability: project for a methodological framework. European marine sand and gravel-shaping the future, EMSAGG Conference 20-21 February 2003, Delft University, The Netherlands. pp 5
- Chamley, H., et Deconinck, J.F., 2011. Bases de Sédimentologie : 3^{ème} édition. Dunod (Ed.).Paris, pp 213
- Charvet, S., Kosmala, A., et Statzner, B., 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv für Hydrobiologie* 142, 415-432
- Charvet, S., Statzner, B., Usseglio-Polatera, P., et Dumont, B., 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology* 43, 277-296
- Cheung, S.G., Lam, N.W.Y., Wu, R.S.S., et Shin, P.K.S., 2008. Spatio-temporal changes of marine macrobenthic community in sub-tropical waters upon recovery from eutrophication. II. Life-history traits and feeding guilds of polychaete community. *Marine Pollution Bulletin* 56, 297–307.
- Chevenet, F., Dolédec, S., et Chessel, D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* 31, 295-309
- CIESM, 2008. Economic valuation of natural coastal and marine ecosystems. N°37 dans CIESM Workshop Monographs. Briand, F., (Ed.), Monaco, 112 pp.

- Clarke, K.R., 1993. Non parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117–143.
- Clarke, K.R. et Warwick, R.M., 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Clarke, K. R., et Warwick, R. M., 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity : weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series*, 184, 21-29.
- Clarke, K. R., Gorley, R. N., 2006. PRIMER V6: User Manual/Tutorial. Dans: PRIMER-E. Plymouth.
- Clements, F.E., 1916. Plant succession. Carnegie Institution of Washington Pub. 242. pp 512
- Coggan, R., Populus, J., Hite, J., Sheehan, K., Fitzpatrick, F. et Piel, S., (Eds.), 2007. Review of Standards and Protocols for Seabed Habitat Mapping. MESH compatible, 210 pp.
- Coggan, R., Barrio-Froján, C., Diesing, M., et Barry., J., 2009. On the variability of gravel habitats in the central and eastern English Channel: information to support policy decisions relating to the management and monitoring of offshore aggregate extraction sites. ME1102 contract report for DEFRA.
- Coggan, R., et Diesing, M., 2011. The seabed habitats of the central English Channel: A generation on from Holme and Cabioch, how do their interpretations match-up to modern mapping techniques? *Continental Shelf Research* 31, S132-S150.
- Connell, J.H., 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199, 1302-1310.
- Connor, D. W., Brazier, D. P., Dalkin, M. J., Hill, T. O., Holt, R. H. F., Northen, K. O. and Sanderson, W. G., 1997. Marine Nature Conservation Review : Marine Biotopes. A Classification for Britain and Ireland. Version 97.6.
- Connor, D.W., Allen, J. H., Golding, N., Howell, K. L., Lieberknecht, L. L., Northen, K. O. et Reker, J. B., 2004. The marine habitat classification for Britain and Ireland version 04.05. Joint Nature Conservation Committee, Devon pp. 49
- Connor, D.W., 2005. EUNIS marine habitat classification: application, testing and improvement. MESH, pp. 16
- Cooper, K.M., 2005. Cumulative effects of marine aggregate extraction in an area east of the Isle of Wight - a fishing industry perspective. Science Series Technical Report CEFAS Lowestoft 126, 28 pp.
- Cooper, K.M., Eggleton, J.D., Vize, S.J., Vanstaen, K., Smith, R., Boyd, S.E., Ware, S., Morris, C.D., Curtis, M., Limpenny, D.S. and Meadows, W.J., 2005. Assessment of the re-habilitation of the seabed following marine aggregate dredging - part II. Sci. Ser. Tech Rep., Cefas Lowestoft, 130: 82pp.

- Cooper, K., Boyd, S., Eggleton, J., Limpenny, D., Rees, H., et Vanstaen, K., 2007a. Recovery of the seabed following marine aggregate dredging on the Hastings Shingle Bank off the southeast coast of England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 547-558.
- Cooper, K., Boyd, S., Aldridge, J., et Rees, H., 2007b. Cumulative impacts of aggregate extraction on seabed macro-invertebrate communities in an area off the east coast of the United Kingdom. *Journal of Sea Research* 57, 288-302.
- Cooper, K. M., Barrio Froján, C. R. S., Defew, E., Curtis, M., Fleddum, A., Brooks, L. et Paterson, D.M., 2008. Assessment of ecosystem function following marine aggregate dredging. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366, 82-91.
- Cusson, M., 2004. Etude critique des méthodes d'estimation de la production secondaire macrobenthique marine. Université de Laval. Canada.
- Cusson, M., et Bourget, E., 2005. Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Marine Ecology Progress Series* 297, 1-14.

- D -

- Dauer, D.M., 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin* 26, 249-257.
- Dannheim, J., 2007. Macrozoobenthic response to fishery - trophic interactions in highly dynamic coastal ecosystems, Ph. D. Thesis. Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Bremerhaven
- Darwin, C., 1859. *On the origine of species by means of natural selection*. London.
- Dauer, D. M., 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin* 26, 249-257.
- Dauvin, J.C., 1979. Recherches quantitatives sur le peuplement des sables fins de la Pierre Noire, baie de Morlaix, et sur la perturbation par les hydrocarbures de l'AMOCO CADIZ. Thèse de 3ème cycle, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 251 pp.
- Dauvin, J.C., 1984. Dynamique d'écosystèmes macrobenthiques des fonds sédimentaires de la baie de Morlaix et leur perturbation par les hydrocarbures de l'AMOCO CADIZ. Thèse de Doctorat d'Etat. Sciences Naturelles, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 468 pp + annexes 193 pp
- Dauvin, J.C. 1988a. Structure et organisation trophique du peuplement des sables grossiers à *Amphioxius lanceolatus-Venus fasciata* de la Baie de Morlaix (Manche Occidentale). *Cahiers de biologie Marine* 29, 163-185.
- Dauvin, J.C., 1988b. Evolution temporelle (août 1977-août 1980) du peuplement des sables grossiers à *Amphioxius lanceolatus-Venus fasciata* de la baie de Morlaix (France). *Oceanologica Acta* 11, 173-183.

- Dauvin, J.C., 1993. Le benthos: témoin des variations de l'environnement. *Océanis* 19, 25-53.
- Dauvin J.C., Bellan G., Bellan-Santini D., Castric A., Francour P., Gentil F., Girard A., Gofas S., Mahe C., Noël P. et de Riviers B., 1993. Typologies des ZNIEFF-Mer, liste des paramètres et des biocénoses des côtes françaises métropolitaines. In: Collections Patrimoine Naturel (Ed) vol.12. Secrétariat Faune Flore / MNHN, Paris, 46 pp.
- Dauvin, J.C., 1997. Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord - Synthèses, menaces et perspectives, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 359 pp
- Dauvin, J.C., Vallet, C., Mouny, P. et Zouhiri, S., 2000. Main characteristics of the boundary layer macrofauna in the English Channel. *Hydrobiologia* 426, 139-156.
- Dauvin, J.C., Thiébaud, E., Gesteira, J. L. G., Ghertsos, K., Gentil, F., Ropert, M., et Sylvand, B. 2004. Spatial structure of a subtidal macrobenthic community in the Bay of Veys (western Bay of Seine, English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 307, 217-235.
- Dauvin, J.C. et Lozachmeur, O., 2006. Mer côtière à forte pression anthropique propice au développement d'une gestion intégrée : exemple du bassin oriental de la Manche (Atlantique Nord-Est). *VertigO* 17, 1-14
- Dauvin, J.C., 2007. Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55, 271-281.
- Dauvin, J.C., et Ruellet, T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55, 215–224.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., Desroy, N., et Janson, A.L., 2007. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: Use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 55, 241-257.
- Dauvin, J.C., Bellan, G. et Bellan-Santini, G., 2008a. The need for clear and comparable terminology in benthic ecology. Part I. Ecological concepts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 18, 432-445.
- Dauvin, J.C., Bellan, G. et Bellan-Santini, G., 2008b. The need for clear and comparable terminology in benthic ecology. Part II. Application for the European Directives. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 18, 446-456.
- Dauvin, J.C. et Ruellet, T., 2008. Macrozoobenthic biomass in the Bay of Seine (eastern English Channel). *Journal of Sea Research* 59, 320-326.
- Dauvin, J.C., Rolet, C., Alizier, S. et Ruellet, T., 2011. Spatial patterns in suprabenthic communities in the English Channel. *Journal of Sea Research* 65, 182-185.
- Davoult, D., Dewarumez, J. M., Prygiel, J. et Richard, A. (1988). Carte des peuplements benthiques de la partie française de la Mer du Nord. Station Marine de Wimereux, Ifremer & Région Nord/Pas-de-Calais, France.

- Davoult, D., Dewarumez, J.-M., et Migné, A., 1998. Long-term changes (1979-1994) in two coastal benthic communities (English Channel): analysis of structural developments. *Oceanologica Acta* 21, 609-617.
- Davies C. E., Moss, D., et Hill, M.O., 2004. EUNIS habitat classification revised 2004. 307 pp
- Deconinck, J. F. et Chamley, H., 2011. Bases de sédimentologie. 3ème édition: DUNOD.
- Derous S., Austen M., Clauss S., Daan N., Dauvin J.-C., Deneudt K., Depestele J., Desroy N., Heessen H., Hostens K., Hussum Marboe A., Lescrauwaet A.-K., Moreno M. P., Moulaert I., Paelinckx D., Rabaut M., Rees H., Talhadas Santos P., Speybroeck J., Maria Stienen E. W., Tatarek A., Ter Hofstede R., Vincx M., Zarzycki T. et Degraer S. 2007. Building on the concept of marine biological valuation with respect to translating it to a practical protocol: Viewpoints derived from a joint ENCORA-MARBEF initiative. *Oceanologia* 49, 579-586.
- Desprez, M., 1993. Impact de l'extraction de granulats marins sur le milieu marin. Report of ICES meeting n°53; Council resolution 2:43. 53 pp.
- 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 Journal of Marine Science* 57, 1428-1438.
- Desprez, M., Pearce, B., et Le Bot, S., 2010. The biological impact of overflowing sands around a marine aggregate extraction site: Dieppe (eastern English Channel). *ICES Journal of Marine Science* 67, 270-277.
- Desprez, M., Hostens, K., Derweduwen, J., et van Dalfsen, J., (en cours). Impact and recovery of aggregate extraction in the marine environment. Cost Action 638 MAGNET report. 50 pp.
- Desroy, N., Warembourg, C., Dewarumez, J.M., et Dauvin J.C., 2003. Macrobenthic resources of the shallow soft-bottom sediments in the eastern English Channel and southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 60, 120-131
- Desroy, N., Janson, A.L., Denis, L., Charrier, G., Lesourd, S., et Dauvin, J.C., 2007. The intra-annual variability of soft-bottom macrobenthos abundance patterns in the North Channel of the Seine estuary. *Hydrobiologia* 588, 173-188.
- Dewarumez, J., Quisthoudt, C., et Richard, A., 1986. Suivi pluriannuel du peuplement à *Abra alba* dans la partie méridionale de la mer du Nord (région de Dunkerque, France). *Hydrobiologia* 142, 187-197.
- Dewarumez, J. M. et Davoult, D., 1997. Les biocoénoses subtidales macrobenthiques en Manche orientale et mer du Nord. In : Dauvin, J.C. (Ed.), Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord : synthèse, menaces et perspectives. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 79-82.
- Diaz, R. J., Solan, M. et Valente, R. M., 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management* 73, 165-181.

- Diaz, S. et Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 646-655.
- Diesing, M., Schwarzer, K., Zeiler, M. et Klein, H., 2004. Comparison of Marine Sediment Extraction Sites by Means of Shoreface Zonation. *Journal of Coastal Research* 39, 783-788.
- Dingwall, R. G., 1975. Sub-bottom infilled channels in an area of the eastern English Channel. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences* 279, 233-241.
- Duffy, J.E., et Stachowicz, J.J., 2006. Why biodiversity is important to oceanography: potential roles of genetic, species, and trophic diversity in pelagic ecosystem processes. *Marine Ecology Progress Series*. 311, 179–189.

- E -

- Eleftheriou, A. et Holme, N. A., 1984. Macrofauna techniques. In : Eleftheriou, A. et Holme, N.A. (Eds.), *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford pp. 140-216.
- Eleftheriou, A, et McIntyre, A.D., 2005. *Methods for the study of marine benthos*, third edition. In : Blackwell Science Ltd. (Ed.), Blackwell Publishing Company, Oxford, 198-199.
- Ellien, C., Thiebaut, E., Dumas, F., Salomon, J.C., et Nival, P., 2004. A modelling study of the respective role of hydrodynamic processes and larval mortality on larval dispersal and recruitment of benthic invertebrates: example of *Pectinaria koreni* (Annelida: Polychaeta) in the Bay of Seine (English Channel). *Journal of Plankton Research*. 26, 117-132.
- Ellingsen, K.E., Hewitt, J.E. et Thrush S.F., 2007. Rare species, habitat diversity and functional redundancy in marine benthos. *Journal of Sea Research* 58, 291-301.
- Elliott, M., Burdon, D., Hemingway, K.L., et Apitz, S.E. 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science - A revision of concepts. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 74, 349-366.

- F -

- Foden, J., Rogers, S. I., et Jones, A. P., 2009. Recovery rates of UK seabed habitats after cessation of aggregate extraction. *Marine Ecology Progress Series* 390, 15-26.
- Foden, J., Rogers, S. I., et Jones, A. P., 2010. Recovery of UK seabed habitats from benthic fishing and aggregate extraction - towards a cumulative impact assessment. *Marine Ecology Progress Series* 411, 259-270.
- Folk, R.L., 1954. The distinction between grain size and mineral composition sedimentary rock nomenclature. *Journal of Geology*. 62, 344-359

- Foveau, A., 2010. Habitats et communautés benthiques du bassin oriental de la Manche : Etat des lieux au début du XXIème siècle. Thèse de Doctorat, Université Lille Nord de France, Station Marine de Wimereux, 308 pp.
- Fromentin, J. M., Ibanez, F., Dauvin, J. C., Dewarumez, J. M., et Elkaim, B., 1997. Long-term changes of four macrobenthic assemblages from 1978 to 1992. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 77, 287-310.
- Frontier, S., Davoult, D., Gentilhomme, V., et Lagadeuc, Y., 2001. Statistique pour les sciences de la vie et de l'environnement. Cours et exercice corrigés. Dunod (Ed.). Paris, 377 pp.
- Frontier, S., Pichod-Viale, D., Leprêtre, A., Davoult, D., et Luczak, C., 2008. Ecosystèmes. Structures, Fonctionnement, Evolution – 4^{ème} Edition. Dunod (Ed.). Science Sup. 558 pp.

- G -

- Garcia, C., 2010. Approche fonctionnelle des communautés benthiques du bassin oriental du bassin oriental de la Manche et du sud de la Mer du Nord. Thèse de Doctorat, Université de Lille Nord de France, Station Marine de Wimereux, 395 pp.
- Garnaud, S., Lesueur, P., Lesourd, S., Poupinet, N. et Brun-Cottan, J.C. 2002. Caractérisation des variations lithologiques saisonnières des sédiments de la baie de Seine orientale; impact des crues de la Seine (France). *Comptes Rendus Géosciences*, 334, 323–330.
- Gentil, F., Irlinger, J. P., elkaim, B., et Proniewski, F., 1985. Premières données sur la dynamique du peuplement macrobenthique des sables fins envasés à *Abra alba* de la baie de Seine orientale. Actes de Colloques IFREMER, Université de Caen 11 pp.
- Gentil, F. et Cabioch, L., 1997. Les biocénoses subtidales macrobenthiques de la Manche, conditions écologiques et structure générale. In : Dauvin, J.C. (Ed.), Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord : synthèse, menaces et perspectives. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 68-78.
- Ghertsos, K., Luczak, C., Dewarumez, J.-M., et Dauvin, J.C., 2000. Influence of spatial scales of observation on temporal change in diversity and trophic structure of fine-sand communities from the English Channel and the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57, 1481–1487.
- Ghertsos, K., 2002. Structure spatio-temporelle des peuplements macrobenthiques de la baie de Seine à plusieurs échelles d'observation. Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille, Station Marine de Wimereux, 216 pp.
- Glémarec, M., 1979. Les fluctuations temporelles des peuplements benthiques liées aux fluctuations climatiques. *Oceanologica Acta* 2, 365-371.
- Glémarec, M., et Hily, C., 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica Applicata*, 2, 139-150.

- Gourbault, N. et Dauvin, J. C., 1997. Définition de la méiofaune et de la macrofaune. In : Dauvin, J.C. (Ed.), Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord : synthèse, menaces et perspectives. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris 47-48 pp.
- Grall, J., et Coïc, N., 2006. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. In REF. Ifremer DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT.
- Grall, J., et Glémarec, M., 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44, 43-53.
- Grassle, J. F. et Sanders, H. L., 1973. Life history and the role of disturbance. *Deep Sea Research* 20, 643-659.
- Gray, J.S., 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 37, 19-32.
- Grimm, V., Schmidt, E. et Wissel, C., 1992. On the application of stability concepts in ecology. *Ecological Modelling* 63, 143-161.
- Grochowski, N.T.L., Collins, M.B., Boxall, S.R. et Salomon, J.C. 1993. Sediment transport predictions for the English Channel, using numerical models. *Journal of the Geological Society*, London, 150, 683–695
- Grochowski, N. T. L. et Collins, M. B. 1994. Wave activity on the sea-bed of the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74, 739-742.
- Gubbay, S., 2003. Marine aggregate extraction and biodiversity, information, issues and gaps in understanding. Report to the Joint Marine Programme of The Wildlife Trusts and WWF-UK. 20 pp.
- Gubbay, S., 2005. A review of Marine Aggregate extraction in England and Wales, 1970-2005. The Crown Estate. 36 pp.
- Guillaumont, B., Bajjouk, T., Rollet, C., Hily, C., Gentil F., 2009. Typologie d'habitats marins benthiques - Analyse de l'existant et propositions pour la cartographie (Habitats côtiers de la Région Bretagne) - Note de synthèse. Projets REBENT –Bretagne et Natura-Bretagne. RST/IFREMER/DYNECO/AG/08-06/REBENT. 22 pp + Tableaux.
- Gupta, S., Collier, J.S., Palmer-Felgate, A., et Potter, G., 2007. Catastrophic flooding origin of shelf valley systems in the English Channel. *Nature* 448, 342-345.

- H -

- Hall, S.J., 1994. Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 32, 179-239.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E. Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P.,

- Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., et Watson, R., 2005. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319, 948-952.
- Hamblin, R.J.O, Crosby, A., Balson, P.S., Jones, S.M., Chadwick, R.A., Penn, I.E., et Arthur, M.J., 1992. United Kingdom offshore regional geology report: the geology of the English Channel. HMSO for the British Geological Survey, London.
- Hardman-Mountford, N. J., Allen, J. I., Frost, M. T., Hawkins, S. J., Kendall, M. A., Mieszkowska, N., Richardson, K. A., et Somerfield, P. J., 2005. Diagnostic monitoring of a changing environment: An alternative UK perspective. *Marine Pollution Bulletin* 50, 1463-1471.
- Hermesen, J., Collie, J., Valetine., P., 2003. Mobile fishing gear reduces benthic megafaunal production on Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series*. 260: 97-108.
- Hewitt, J.E., Thrush, S.F. et Dayton, P.D., 2008. Habitat variation, species diversity and ecological functioning in a marine system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366, 116-122.
- Hiddink, J. G., Jennings, S. et Kaiser, M. J., 2006. Indicators of the Ecological Impact of Bottom-Trawl Disturbance on Seabed Communities. *Ecosystems* 9, 1190-1199.
- Hily, C., et Glémarec, M., 1990. Dynamique successionnelle des peuplements des fonds meubles au large de la Bretagne. *Oceanologica Acta*, 13, 107-115.
- Hily, C., 1984. Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Bretagne Occidentale, Brest.
- Hiscock, K., et Connor, D.W., 1991. Benthic marine habitats and communities in Great Britain: The development of an MNCR classification, Joint Nature Conservation Committee, Report n° 6, MNCR/OR/14, Peterborough, 92 pp
- Hiscock, K., Marshall, C., Sewell, J., et Hawkins, S.J., 2006. The structure and functioning of marine ecosystems: an environmental protection and management perspective. Report to English Nature from the Marine Biological Association. English Nature Contract MAR08-02-015. Marine Biological Association. Plymouth.
- Holling, C. S., 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1-23.
- Holme, N.A., 1966. The bottom fauna of the English Channel. Part II. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 46, 401-493
- Hutchinson, G.E., 1941. Ecological aspects of succession in natural populations. *American Naturalist*. 75, 406-418.

- I -

- Ibanez, F., Dauvin, J.-C., et Etienne, M., 1993. Comparaison des évolutions à long terme (1977-1990) de deux peuplements macrobenthiques de la baie de Morlaix (Manche occidentale): relations
- 274

- avec les facteurs hydroclimatiques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 169, 181-214.
- ICES, 1992. Report of the ICES working group on the effects of extraction of Marine sediments on Fisheries. Collective Research report n°82. Copenhagen, 41 pp.
- ICES, 2001. Effects of extraction of Marine sediments on the Marine Ecosystem. Collective Research report n°247. Copenhagen, Denmark, 80 pp.
- ICES, 2002. Working group on marine habitat mapping. San Sebastian, Spain, 69 pp.
- ICES, 2003. Working group on the effects of extraction of Marine sediments on the Marine Ecosystem. ICES CM2003/E:07. Ostend, Belgium, 104 pp.
- ICES, 2005. Guidance on the Application of the Ecosystem Approach to Management of Human Activities in the European Marine Environment. Cooperative Research report n°273. Copenhagen, Denmark, 22 pp.
- ICES, 2008. Report of the Working group on Marine Habitat Mapping. CM 2008/MHC:08. Horta, the Azores, 119 pp.
- ICES, 2009. Effects of extraction of Marine sediments on the Marine environment 1998-2004. Collective Research report n°297. Copenhagen, Denmark, 181 pp.
- IFREMER, 2009. Possibilité d'exploitation de matériaux marins sur les façades maritimes "Manche-Est" et "Loire-Gironde"-Synthèse. 25 pp.
- Ives, A.R., et Carpenter, S.R., 2007. Stability and Diversity of Ecosystems. *Science*. 317: 58-62.

- J -

- James, J.W.C., Coggan, R.A., Blyth-Skyrme, V.J., Morando, A., Birchenough, S.N.R., Bee, E., Limpenny, D.S., Verling, E., Vanstaen, K., Pearce, B., Johnston, C.M., Rocks, K.F., Philpott, S. et Rees, H.L., 2007. The eastern English Channel map. Science Series Technical Report n°139, CEFAS, Lowestoft, 191 pp.
- James, J.W.C., Pearce, B., Coggan, R.A., Leivers, M., Clark, R.W.E. Plim, J.F., Hill, J.M., Arnott, S.H.L., Bateson, L., De-Burgh Thomas, A., et Baggaley, P.A., 2011. The MALSF synthesis study in the central and eastern English Channel. British Geological Survey Open Report OR/11/01, 158 pp.

- K -

- Kenny, A. J. et Rees, H. L., 1996. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: Results 2 years post-dredging. *Marine Pollution Bulletin* 32, 615-622.

- L -

- Larsonneur, C., Bouysse, P., et Auffret, J.P., 1982. The superficial sediments of the English Channel and its western approaches. *Sedimentology* 29, 851-864.
- Lavorel, S., et Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16, 545-556.
- Le Bot, S., Lafite, R., Fournier, M., Baltzer, A., et Desprez, M., 2010. Morphological and sedimentary impacts and recovery on a mixed sandy to pebbly seabed exposed to marine aggregate extraction (Eastern English Channel, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 89, 221-223
- Lefebvre, A., Ellien, C., Davoult, D., Thiébaud, E., Salomon, J.C., 2003. Pelagic dispersal of the brittle-star *Ophiothrix fragilis* larvae in a megatidal area (English Channel, France) examined using an advection/diffusion model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57, 421-433.
- Lepš, L., de Bello, F., Lavore, S., et Berman, S., 2006. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia* 78, 481-501.
- Lesourd, S., Lesueur, P., Brun-Cottan, J.-C., Auffret, J.-P., Poupinet, N. et Laignel, B. 2001. Morphosedimentary evolution of the macrotidal Seine Estuary subjected to human impact. *Estuaries*, 24, 940-949.
- Lewis, L.J., Davenport, J., et Kelly, T.C., 2002. A Study of the Impact of a Pipeline Construction on Estuarine Benthic Invertebrate Communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 213-221.
- Lozach, S., 2008. Communautés benthiques en Manche : typologie des habitats et variations biogéographiques de la communauté des graviers dans son bassin oriental. Diplôme Supérieur de Recherche. Université Lille Nord de France. 134 pp.
- Lozach, S., Dauvin, J.C., Méar, Y., Murat, A., Davoult, D., et Migné, A., 2011. Sampling epifauna, a necessity for a better assessment of benthic ecosystem functioning: An example of the epibenthic aggregated species *Ophiothrix fragilis* from the Bay of Seine. *Marine Pollution Bulletin*, 62 : 2753-2760.
- Lozach, S., et Dauvin, J.C., 2012. Temporal stability of a coarse sediment community in the Central Eastern English Channel Paleovalleys. *Journal of Sea Research*. 71 : 14-24.
- Lund, K., et Wilbur, A.R., 2007. Habitat Classification Feasibility Study for Coastal and Marine Environments in Massachusetts. In: Management Massachusetts Office of Coastal Zone (Ed), Boston, MA, p 31 + appendices.

- M -

- Mac Arthur, R.H. et Wilson, E., 1967. *Theory of Island biogeography*. Princeton NJ: Princeton University Press.

- Madden, C.J., Grossman, D.H., et Goodin, K.L., 2005. Coastal and Marine Systems of North America. Framework for an Ecological Classification Standard: Version II Vol, Arlington, Virginia.
- Maquinghen, Y., 2008. Aménagement Intégré du Littoral, Gestion Intégrée des Zones Côtières et Gestion Basée sur l'Ecosystème : trois définitions pour le même concept ou trois concepts aux attendus et mises en œuvre différents. Mémoire de Master. Université du Littoral Côte d'Opale. 69 pp.
- Marchini, A., Murani, C., et Mistri, M., 2008. Functions and ecological status of eight Italian lagoons examined using biological traits analysis (BTA). *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1076-1085.
- Marmin, S., 2010. Les clapages de sédiment en mer : protocole d'étude d'un site en baie de Seine à partir d'une approche bio-sédimentaire intégrée, Diplôme Supérieur de Recherche, Université de Lille 1, 66 pp.
- Martin, C.S., Carpentier, A., Vaz, S., Coppin, F., Curet, L., Dauvin, J.C., Delavenne, J., Dewarumez, J.M., Dupuis, L., Engelhard, G., Ernande, B., Foveau, A., Garcia, C., Gardel, L., Harrop, S., Just, R., Koubbi, P., Lauria, V., Meaden, G.J., Morin, J., Ota, Y., Rostiaux, E., Smith, R., Spilmont, N., Verin, Y., Villanueva, C., et Warembourg, C., 2009. The Channel habitat atlas for marine resource management (CHARM): an aid for planning and decision making in an area under strong anthropogenic pressure. *Aquatic Living Resources* 22, 499-508.
- Martinez-Crego, B., Alcoverro T., et Romero, J., 2010. Biotic indices for assessing the status of coastal waters: a review of strengths and weaknesses. *Journal of Environmental Monitoring*, 12, 1013-1028.
- Maurer, D., Leathem, W., Kinner, P., et Tinsman, J., 1979. Seasonal fluctuations in coastal benthic invertebrate assemblages. *Estuarine and Coastal Marine Science* 8, 181-193.
- Mear, Y., Poizot, E., Murat, A. et Lesueur, P. 2006. Fine-grained sediment spatial distribution on the basis of a geostatistical analysis: example of the eastern Bay of the Seine (France). *Continental Shelf Research*, 26, 2335–2351.
- Mearns, A.J., Word, J.Q., 1982. Forecasting effects of sewage solids on marine benthic communities. In: Mayer, G.F. (Ed.), *Ecological Stress and the New York Bight: Science and Management*. Estuarine Research Federation, Columbia, pp. 495–512.
- Ménesguen, A., et Gohin, F., 2006, Observation and modeling of natural retention structures in the English Channel. *Journal of Marine Systems*, 63, 244-256.
- Projet MESH, 2008. Guide de cartographie des habitats. DYNECO/AG/07-20/JP RST. IFREMER, Centre de Brest, 342 pp.
- Morel, M., Andral, B., Berthomé, J.P., et Joanny, M., 1999. Surveillance de la qualité de l'environnement Littoral. Propositions pour une meilleure coordination des réseaux. Collection IFREMER bilans et prospectives, 36 p.

- Mouillot, D., Dumay, O., Tomasini, J.A., 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71, 443-456
- Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A.M.S., Tommasi, L.R., et Borja, A., 2005. Testing the applicability of a marine biotic index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin* 50, 624–637.
- Muxika, I., Borja, A., et Bonne, W., 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators* 5, 19–31.
- Muxika, I., Borja, A., et Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 16-29.

- N -

- Nebout, T., Desroy, N., et Le Mao, P., 2010. Coordination de l'étude des peuplements benthiques du district Seine-Normandie dans le cadre du contrôle de surveillance Reben-DCE-Manche Année 2009. IFREMER, Dinard. 80 pp.
- Newell, R. C., Seiderer, L. J., et 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 sea bed. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 36, 127-178.
- Newell, R. C., Hitchcock, D. R., et Seiderer, L. J., 1999. Organic Enrichment Associated with Outwash from Marine Aggregates Dredging: A Probable Explanation for Surface Sheens and Enhanced Benthic Production in the Vicinity of Dredging Operations. *Marine Pollution Bulletin* 38, 809-818.
- Newell, R. C., Seiderer, L. J., et Robinson, J. E., 2001. Animal:sediment relationships in coastal deposits of the eastern English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81, 1-9.
- Newell, R. C., Seiderer, L. J., Simpson, N. M. , et Robinson, J. E., 2004. Impacts of Marine Aggregate Dredging on Benthic Macrofauna off the South Coast of the United Kingdom. *Journal of Coastal Research* 20, 115-125.
- Newell, R.C., et Garner, D.J., (Eds) 2006. Marine aggregate dredging: helping to determine good practice. ALSF Conference Proceedings-September 2006. 251 pp.

- O -

- Olenin S. et Ducrottoy J. P. 2006. The concept of biotope in marine ecology and coastal management. *Marine Pollution Bulletin* 53: 20-29

- P -

- Palumbi, S., 2003. Population Genetics, Demographic Connectivity, and the Design of Marine Reserves. *Ecological Application*, 13, S146-S158.
- Paphitis, D., Bastos, A.C., Evans, G. et Collins, M.B., 2010. The English Channel (La Manche): evolution, oceanography and sediment dynamics – a synthesis. In: Whittaker, J.E., et Hart, M.B. (Eds). *Micropalaeontology, Sedimentary Environments and Stratigraphy: A Tribute to Dennis Curry (1912-2001)*. The Micropalaeontological Society, Special Publications, 99-132.
- Pesch R., Pehlke H., Kerstin J., Schröder W., et Schlüter M., 2008. Using decision trees to predict benthic communities within and near the German Exclusive Economic Zone (EEZ) of North Sea. *Environmental Monitoring and Assessment* 136, 313-325
- Petchey, O.L. et Gaston, K.J. 2002. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9, 741-758.
- Peterson , G., Allen, C.R., et Holling, C.,S., 1998. Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. *Ecosystems*, 1, 6-18.
- Pianka, E.R., 1970. On r- and K-selection. *American Naturalist*, 104, 592-597.
- Pickett, S.T.A., et White, P.S., 1985. *The ecology of natural disturbance and Patch dynamics*. London, Academic Press.
- Pimm, S.L., 1984. The complexity and Stability of Ecosystems. *Nature*, 307, 321-326.
- Pruvot, G., 1897. Essai sur les fonds et la faune de la Manche Occidentale (côte de Bretagne) comparé à ceux du Golfe du Lion. *Archives de zoologie Expérimentale et Générale* 5, 511-617.

- R -

- Rees, H.L., et Boyd, S.E., 2002. Planning and Design of benthic surveys at aggregate extraction sites. In : *Guidelines for the Conduct of Benthic Studies at Aggregate Dredging Sites*. UK Department for Transport, Local Government and the Regions. Crown Copyright, London.
- Rees, H. L., Boyd, S. E., Schratzberger, M., et Murray, L. A., 2006. Role of benthic indicators in regulating human activities at sea. *Environmental Science and Policy* 9, 496-508.
- Reiss, H., Simon, P.R., Greenstreet, K.S., Ehrich, S., Piet, G.J., Quirijns, F., Robinson, L., Wolff, W.J. et Kröncke, I., 2008. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series*. 394, 201-213.
- Reiss, H., et Kröncke; I., 2005. Seasonal variability of benthic indices: An approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Marine Pollution Bulletin*. 50: 1490-1499.

- Reynaud, J.Y., Tessier, B., Auffret, J.P., Berné, S., De Batist, M., Marsset, T. et Walker, P., 2003. The offshore Quaternary sediment bodies of the English Channel and its Western approaches. *Journal of Quaternary Science*, 18, 361-371.
- Robinson, J.E., Newell, R.C., Seiderer, L.J., et 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.
- Rolet, C., et Desroy, N., 2011. Fonds meubles des biocénoses du circalittoral / SRM MMN. IFREMER, Dinard, 29 pp.
- Ropert, M. et Dauvin, J.C., 2000. Renewal and accumulation of a *Lanice conchilega* (Pallas) population in the baie des Veys, western Bay of Seine. *Oceanologica Acta* 23, 529-543.
- Ruellet, T., et Dauvin, J.C., 2007. Benthic indicators: Analysis of the threshold values of ecological quality classifications for transitional waters. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 1707-1714.

- S -

- Salen-Picard, C., 1983. Schémas d'évolution d'une biocénose macro-benthique du substrat meuble. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 296, 587-590.
- Salomon, J.C. et Breton, M., 1991. Courants résiduels de marée dans la Manche. *Oceanologica Acta*, sp11, 47-53.
- Skalski, J.R., et McKenzie, D.H. 1982. A design for aquatic monitoring programmes. *Journal of Environmental Management*, 14, 237-251.
- Sánchez-Moyano, J.E., Estacio, F.J., Garcia-Adiego, E.M., et Garcia Gomez, J.C., 2004. Dredging impact on the benthic community of an unaltered inlet in southern Spain. *Helgoland Marine Research*, 58: 32-39.
- Sanvicente-Añorve, L.E. 1995. Détermination des structures benthiques spatiales en Manche Orientale au moyen de méthodes d'analyse multivariable et de techniques d'interpolation (exemple de gestion et de traitement d'une base de données en écologie marine). Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI.
- Sanvicente-Añorve, L., Leprêtre, A., et Davoult, D., 2002. Diversity of benthic macrofauna in the eastern English Channel: comparison among and within communities. *Biodiversity and Conservation*, 11, 265-282.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C., et Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413, 591-596.
- Scherrer, B., 1984. Biostatistique. Montréal: Gaetan Morin.
- Secrétariat Général de la Mer, 2006. Document d'orientation pour une politique nationale. Version 3.0 – 1^{er} juin 2006.
- SHOM, 2003. Courants de marée en baie de Seine de Cherbourg à Fécamp: 561-UJA.

- SIEGMA, 2008. Groupement d'intérêt scientifique « suivi des impacts de l'extraction de granulats marins » (GIS SIEGMA). Compte rendu de l'assemblée Générale du 20 juin 2008.
- SIEGMA, 2009. Groupement d'intérêt scientifique « suivi des impacts de l'extraction de granulats marins » (GIS SIEGMA). Compte rendu de l'assemblée Générale du 25 juin 2009.
- Simboura, N., et Zenetos, A., 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science*. 3/2, 77-111.
- Snelgrove, P.V.R., Grassle, F., Grassle, J.P., Petrecca R.F., et Stocks, K.I., 2001. The role of colonization in establishing patterns of community composition and diversity in shallow-water sedimentary communities. *Journal of Marine Research*, 59, 813-831.
- Southwood, T.R.E., 1977. Habitat, the Templet for Ecological Strategies?. *Journal of Animal Ecology*. 46, 336-365.
- Statzner, B., Dolédec, S., et Hugueny, B., 2004 – Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. - *Ecography*, 27, 470-488.
- Steele, J.H., 1974. *The Structure of Marine Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.M. et Parker, K.R. 1986. Environmental impact assessment: « pseudoreplication » in time ? *Ecology*, 67, 929-940.
- Sutton, G., O'Mahony, C., McMahon, T., O'Cinnéide, M., et Nixon, E., 2008. Policy report - Issues and recommendations for the development and regulation of marine aggregate extraction in the Irish Sea. *Marine Environment & Health Series*, N°32, 40 pp.

- T -

- Tenore, K.R., Zajac, R.N., Terwin, J., Andrade, F., Blanton, J., Boynton, W., Carey, D., Diaz, R., Holland, A.F., López-Jamari, E., Montagna, P., Nichols, F., Rosenberg, R., Queiroga H., Sprung, M., et Whitlatch, R.B., 2006. Characterizing the role benthos plays in large coastal seas and estuaries: A modular approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 330, 392-402.
- The East Channel Association, 2011. The first regional monitoring review for the east channel region.
- Thiébaud, E., Cabioch, L., Dauvin, J. C., Retiere, C., et Gentil, F., 1997. Spatio-Temporal Persistence of the *Abra Alba-Pectinaria Koreni* Muddy-Fine Sand Community of the Eastern Bay of Seine. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 77, 1165-1185.
- Thorson, G., 1946. Reproduction and larval development of Danish marine bottom invertebrates, with special reference to the planktonic larvae in the Sound (Oresund). *Meddelelser Fra Kommissionen for Danmarks fiskeri- Og Havundersogelser, Serie: Plankton* 4:1-523

- Thrush, S.F., et Whitlatch, R.B. 2001. Recovery dynamics in benthic communities: balancing detail with simplification. In: Reise, K., (Ed). Ecological comparisons of sedimentary shores. Springer-Verlag, Berlin, 297–316
- Thrush, S., Coco, G., et Hewitt, J.E., 2008. Complex positive connections between functional groups are revealed by neural network analysis of ecological time series. *The American Naturalist*. 171, 669-677.
- Tillin, H. M., Houghton, A. J., Saunders, J. E. & Hull, S. C. (2011). Direct and Indirect Impacts of Marine Aggregate Dredging. Marine ALSF Science Monograph Series No. 1. MEPF 10/P144. (Edited by R. C. Newell & J. Measures). 41pp. ISBN: 978 0 907545 43 9.
- Tilman, D., 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, 77, 350-363.
- Tilman, D., 2001. Functional diversity. In: *Encyclopaedia of Biodiversity* (ed. Levin, S.A.). Academic Press, San Diego, 109–120 pp.
- Townsend, C.R., et Hildrew, A.G., 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31, 265–275.
- Treml, E.A., Halpin P.N., Urban, D.L., et Pratson., L.F., 2008. Modeling population connectivity by ocean currents, a graph-theoretic approach for marine conservation. *Landscape Ecology*, 23: 19-36.
- Trouillet, B., 2006. Réglementation de l'exercice de la pêche et dynamiques d'occupation de la mer côtière. In: *Pêche et aquaculture. Pour une exploitation durable des ressources vivantes de la mer et du littoral.* (Chaussade, J., Guillaume, J., Eds). Rennes, PUR, Collection Espace et Territoire. pp 353-365.

- U -

- Underwood, A.J., 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 161, 145-178.
- Underwood, A.J., 1994. Sampling Designs that Might Reliably Detect Environmental Disturbances. *Ecological Application*, 4: 3-15.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., et Tachet, H., 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia*. 422/423, 153-162.

- V -

- Vanderklift, M.A., et Ward, T. J., 2000. Using biological survey data when selecting Marine Protected Areas: an operational framework and associated risks. *Pacific Conservation Biology* 6, 152-161

- Van Hoey, G., Vincx, M., et Degraer, S., 2007. Temporal variability in the *Abra alba* community determined by global and local events. *Journal of Sea Research* 58, 144-155.
- Vaslet, D., Larssonneur, C., et Auffret, J.P., 1978. Surficial Sediments of the English Channel (map and booklet). Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Orléans, France.
- Velegrakis, A.F., Michel, D., Collins, D.M., Lafite, R., Oikonomou, E.K., Dupont, J.P., Huault, M.F., Lecouturier, M., Salomon, J.C., et Bishop, C., 1999. Sources, sinks and resuspension of suspended particulate matter in the eastern English Channel. *Continental Shelf Research*, 19, 1933-1957.
- Vincent, C., Heinrich, H., Edwards, A., Nygaard, K., Haythornthwaite, J., 2002. Guidance on typology, classification and reference conditions for transitional and coastal waters. Commission Européenne, CIS WG. 2.4 (COAST), 119pp.
- Violle, C., Navas., M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., et Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116, 882-892.

- W -

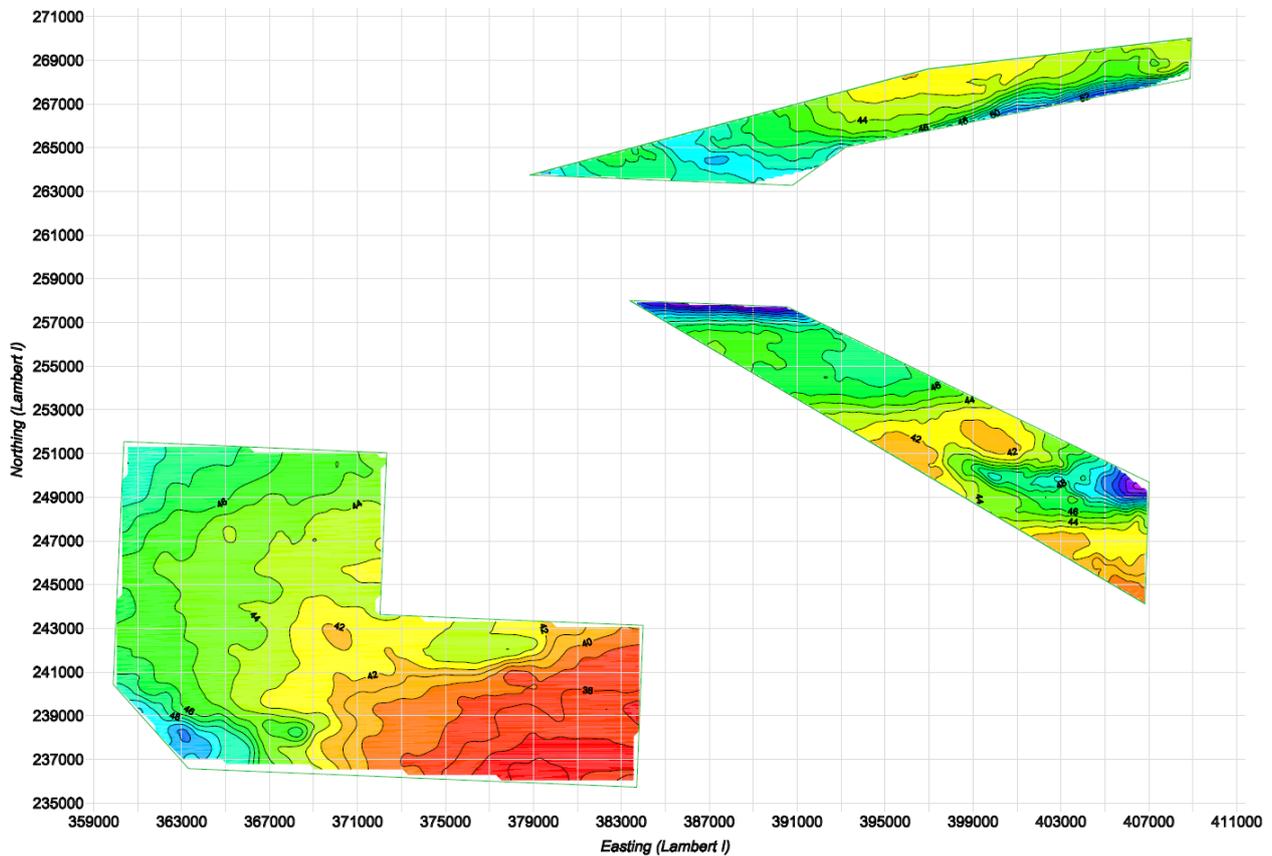
- Wan Hussin, R.W.M., Cooper, K.M., Barrio-Froján, C.R.S., Defew, E.C., et Paterson, D.M., 2012. Impacts of physical disturbance on the recovery of a macrofaunal community: A comparative analysis using traditional and novel approaches. *Ecological Indicators*, 12, 37-45.
- Ware, S.J., et Kenny, A.J., 2011. Guidelines for the Conduct of benthic Studies at Marine Aggregate Extraction Site (2nd Edition). Marine Aggregate Levy Sustainability Fund, 80 pp.
- Warembourg, C., 2000. Distributions des peuplements macrobenthiques de la frange côtière en Manche Orientale (zone de Dieppe-Boulogne sur Mer). Rapport de Master. Université de Lille1. Station Marine de Wimereux.
- Warwick, R. M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine biology* 92, 557-562.
- Warwick, R. M. et Clarke, K. R., 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 172, 215-226.
- Wentworth CK. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30, 377-392.
- Whomersley, P., Ware, S., Rees, H.L., Mason, C., Bolam, T., Huxham, M., et Bates, H., 2008. Biological Indicators of disturbance at a dredged-material disposal site in Liverpool Bay, UK: an assessment using time-series data. *ICES Journal of Marine Science*. 65, 1414-1420.
- Word, J.Q., 1979. The infaunal trophic index. In: Annual report 1978 Souther California Coastal Water Research Project, Los Angeles, California, USA.

- Y -

Yachi, S., et Loreau, M., 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*. 96, 1463-1468.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Carte bathymétrique du site du PER Manche Orientale, réalisée à l'aide de l'échosondeur du Thalia qui a pu être interfacé sur les unités d'acquisition de G-tec S.A., le long des profils espacés de 500 m. La bathymétrie a été corrigée de la marée et rapportée approximativement au niveau des plus basses mers (cote marine). La bathymétrie est comprise entre 35 et 56 m sur les trois sites.



Granulats de la Manche Orientale

Groupeur d'Intérêt Economique régi par l'ordonnance du 23/09/1967
Parc du Pont Royal - 251 avenue du Bois - Bâtiment I
59130 Lambersart RCS LILLE 451 259 790

PROJET:
Etude géophysique en Manche Orientale

TITRE:
Bathymétrie - Zones 1, 2 et 3

Projet: 06_074	Document: 1
Date: 02/2007	Révisé par: MCH
Echelle: 1:50000	Vérifié par: FRE

DONNEES TECHNIQUES:

Acquisition:	Géodésie:	Méthode:	Scale:
Hydrologie - bathymétrie	ETRS89 - UTM 32Q	Échosondeur	1:500 m
	Projection Lambert 11	Levelling: IGN 69	IGN 69 m
	Zone géométrique: WGS84/ETRS89	Précision: 10 cm	IGN 69 m
	Date projection: 01/01/1989	Précision: 10 cm	IGN 69 m
		Précision: 10 cm	IGN 69 m

LEGENDE

Cotes marines en mètres rapportées approximativement au niveau des plus basses mers:

36 38 40 42 44 46 48 50 52 54 56

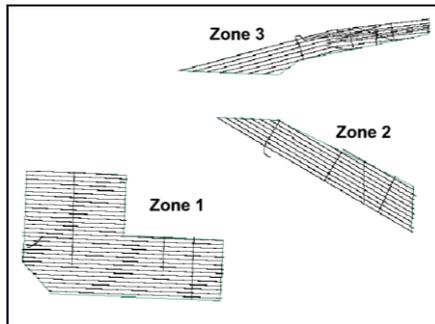
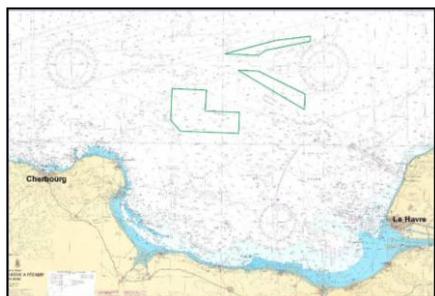
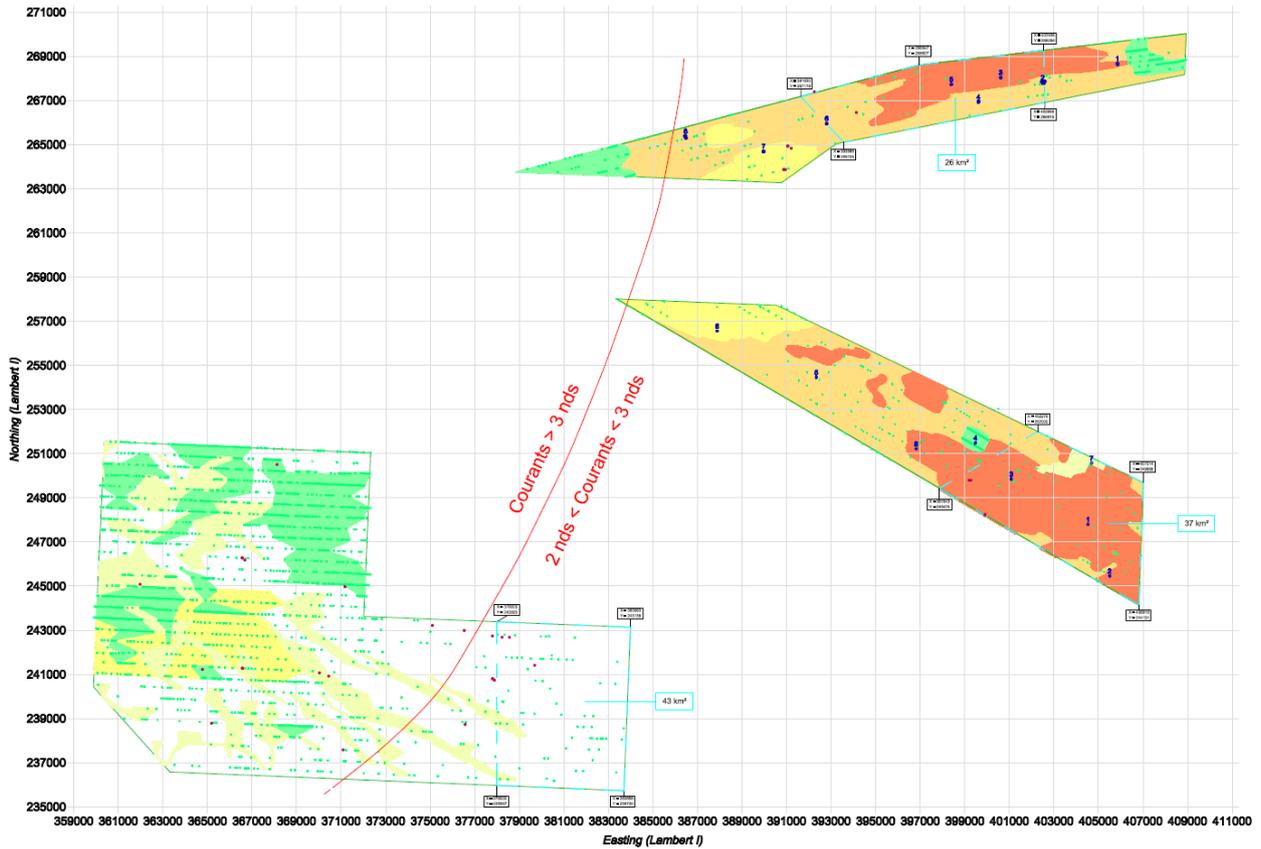
— Limites des zones

G-tec
GEOPHYSICAL SURVEY - ENGINEERING GEOLOGY

Rue Franklin 34 B 4671 Bégnay - Belgium Tel: +32 (0)4 387 85 03 Fax: +32 (0)4 387 85 99	Radex Innovation Centre - Rotterdamseweg 163C NL 2629 Delft - The Netherlands Tel: +31 (0) 15 26 82 579 Fax: +31 (0) 15 26 82 500
--	--

info@gtec.be www.gtec.be

ANNEXE 1bis : Carte morpho-sédimentaire acquise au sonar à balayage latéral. La couverture latérale était de 100 m de chaque côté des profils, eux-mêmes espacés de 500 m. La couverture n'est donc pas complète mais permet toutefois une bonne interpolation entre profils et une mise en évidence des grandes tendances. Le traitement des données et leur interprétation ont mené à la caractérisation de différentes unités lithologiques et morphologiques du fond marin, telles la présence de faciès acoustiques de type gravier, sable/gravier et sable



Granulats de la Manche Orientale

Groupement d'Intérêt Economique régi par l'ordonnance du 23/09/1967
Parc du Pont Royal - 251 avenue du Bois - Bâtiment I
59130 Lambertsart RCS LILLE 451 259 790

PROJET:
Etude géophysique en Manche Orientale

TITRE:
Document de synthèse - Zones 1, 2 et 3

Projet: 06_074	Document 2
Date: 02/2007	Réalisé par: MCH
Echelle: 1:50000	Vérifié par: FRE

DONNEES TECHNIQUES:

Acquisition: 04/03/2006 - 03/11/2006	Géodésie: Référentiel: IGM 1980 Projection: Lambert I Zone: 30N Datum: NAD 83 Zone: 30N	Matériel utilisé: Sonar: SIMS Système de Positionnement: GPS Système de Navigation: GPS Système de Mesure de la Vitesse: GPS Système de Mesure de la Direction: GPS
--	---	---

G-tec

G EOPHYSICAL SURVEY - ENGINEERING GEOLOGY

Rue Fromy 34 B 4671 Biogny - Belgium Tel: +32 (0)4 387 85 03 Fax: +32 (0)4 387 85 09	Radex Innovation Centre - Rotterdamseweg 163C NL 2629 Delft - The Netherlands Tel: +31 (0) 15 26 82 579 Fax: +31 (0) 15 26 82 530
---	--

Info@gttec.be www.gttec.be

LEGENDE

- Limites des zones
- Echantillons collectés à l'aide de la benne de 12 litres

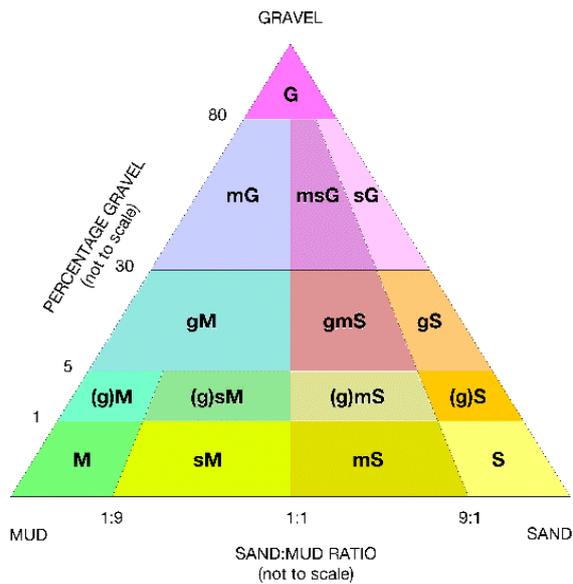
Interprétation des données du sonar à balayage latéral :

- Faciès acoustique de type gravier
- Faciès acoustique de type sable/gravier
- Faciès acoustique de type sable
- Faciès acoustique de rides de sable
- Présence de blocs sur le fond
- Présence de blocs sur le fond
- Présence d'épaves sur le fond
- Zones d'étude proposées

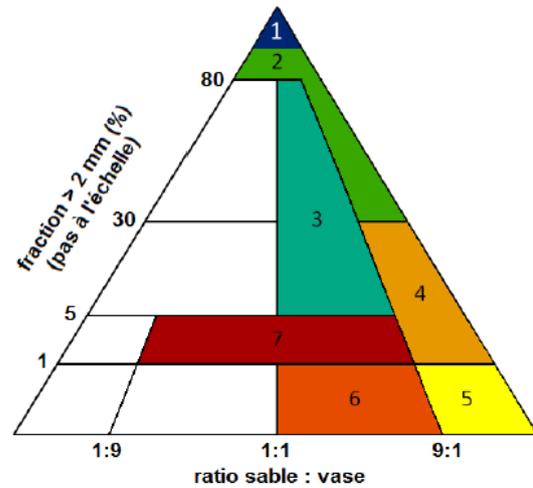
Données bibliographiques :

- Courants de marée (Issus du plan n°103205_PL01 du 09-06-05, réalisé par CREOCEAN)
- Epaves répertoriées par le SHOM

ANNEXE 2 : Triangle de Folk (1954) et triangle de Folk modifié (Foveau, 2010).



M	Mud
sM	Sandy mud
(g)M	Slightly gravelly mud
(g)sM	Slightly gravelly sandy mud
gM	Gravelly mud
S	Sand
mS	Muddy sand
(g)S	Slightly gravelly sand
(g)mS	Slightly gravelly muddy sand
gmS	Gravelly muddy sand
gS	Gravelly sand
G	Gravel
mG	Muddy gravel
msG	Muddy sandy gravel
sG	Sandy gravel

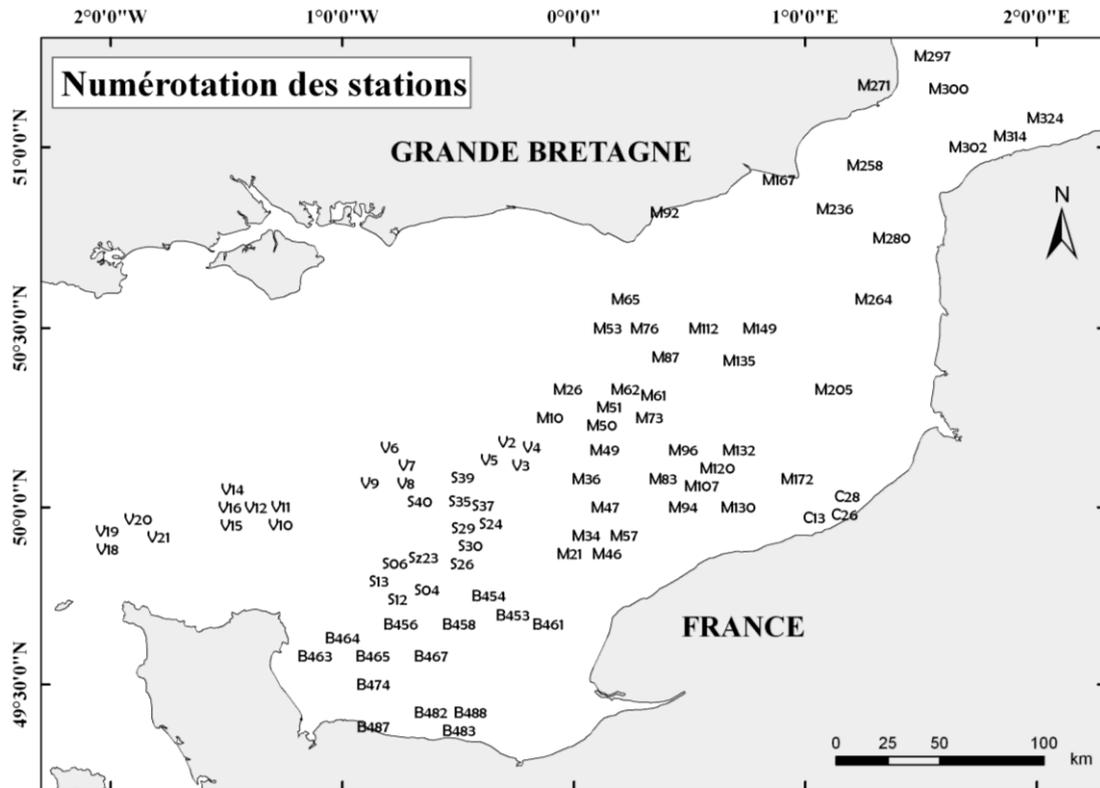


1. Les cailloutis
2. Les graviers
3. Les graviers hétérogènes
4. Les sables grossiers
5. Les sables dunaires
6. Les sables fins
7. Les sables hétérogènes

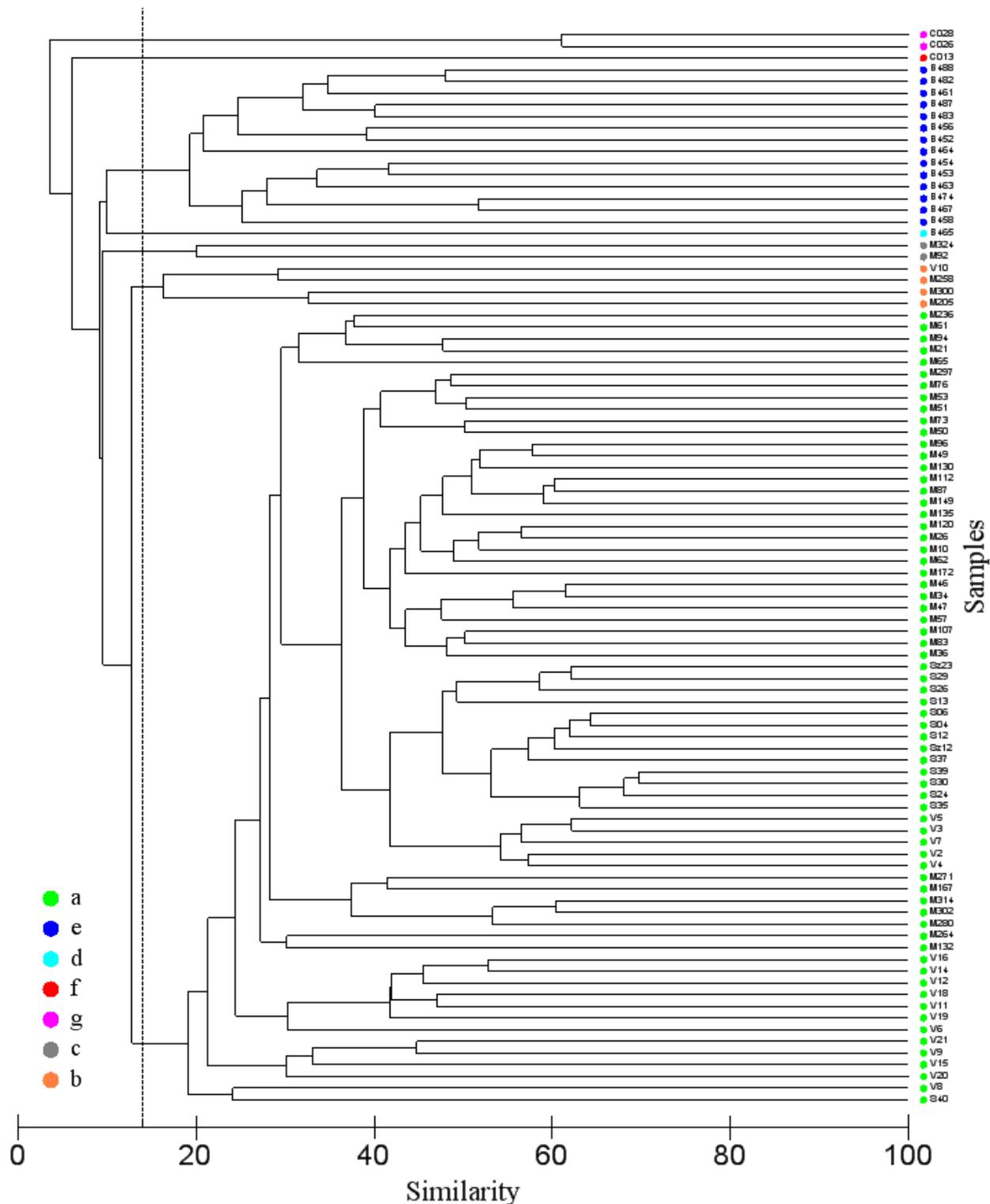
La classification ci-dessus est une adaptation de la classification de Folk (1954) par Foveau (2010)

The above classification is based on that of R.L.Folk, 1954, *J. Geol.*, 62 pp344-359. (<http://www.bgs.ac.uk>)

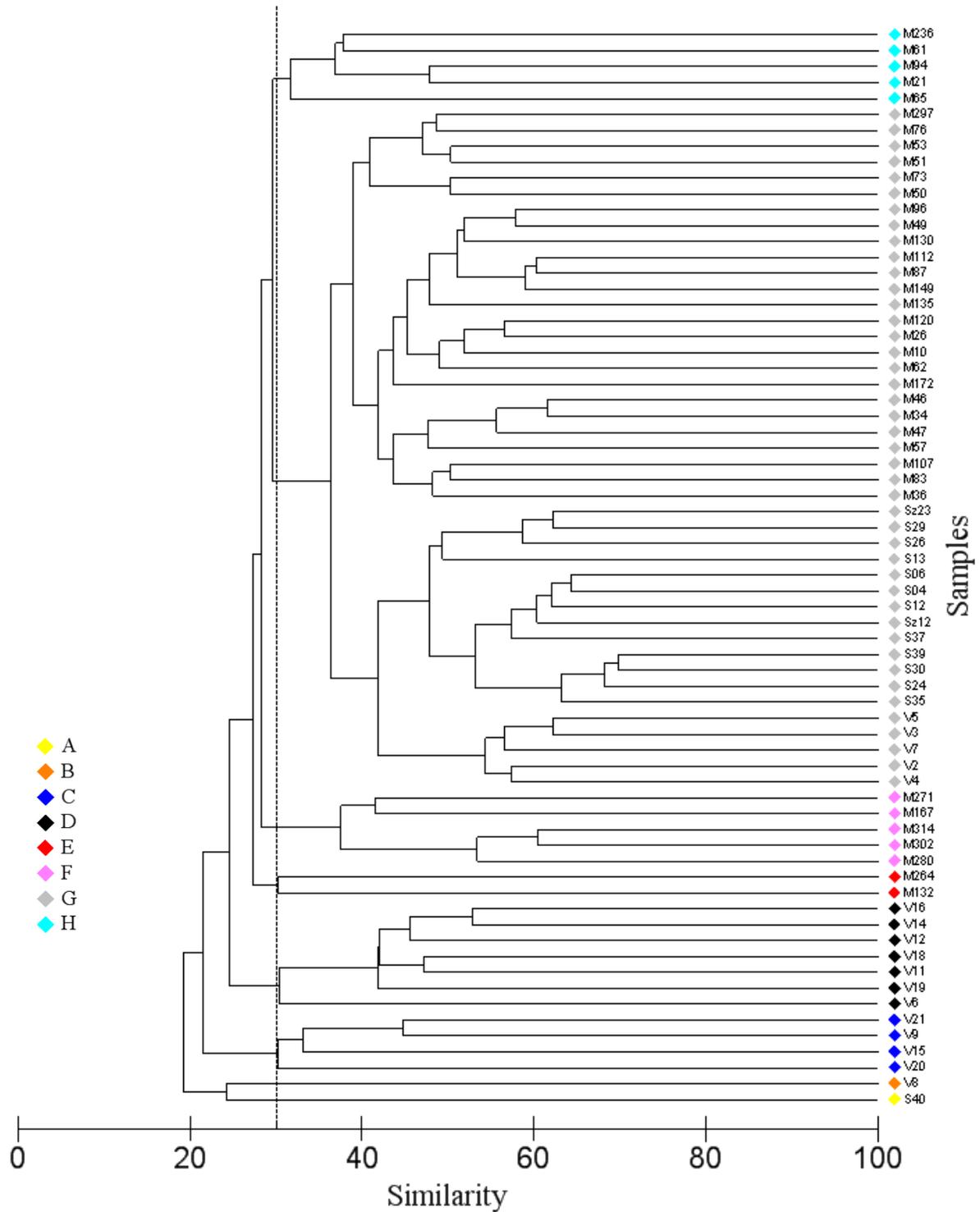
ANNEXE 3 : Numérotation des sites de prélèvements considérés dans la base de données « sédiment grossier sublittoral » (la localisation est parfois décalée de la station pour pouvoir écrire toutes les stations sur la carte).



ANNEXE 4 : CAH à partir de l'ensemble des stations de la base de données sédiments grossiers (abondance de la faune dénombrable ; transformation racine carrée). En pointillés, la ligne correspondant à un degré de similarité de 14 %.



ANNEXE 5 : CAH à partir de l'ensemble des stations de la base de données sédiments grossiers (abondance de la faune dénombrable ; transformation racine carrés). En pointillés, la ligne correspondant à un degré de similitude de 30 %.



ANNEXE 6 : Système hiérarchique de ‘la classification des habitats marins pour la Grande Bretagne et l’Irlande’ (Connor et al., 2004) qui permet d’associer les assemblages benthiques observés sur le terrain aux types d’habitats de la typologie EUNIS (<http://jncc.defra.gov.uk/marine/biotopes/hierarchy.aspx>).

Marine Habitat Classification Hierarchy

Expand hierarchy to: **Level 1** Level 2 Level 3 Level 4 Level 5

Marine Habitats Classification

- + Littoral rock (and other hard substrata)
- + Littoral sediment
- + Infralittoral rock (and other hard substrata)
- + Circalittoral rock (and other hard substrata)
- Sublittoral sediment
 - Sublittoral coarse sediment (unstable cobbles and pebbles, gravels and coarse sands)
 - Sublittoral coarse sediment in variable salinity (estuaries)
 - Infralittoral coarse sediment
 - Sparse fauna on highly mobile sublittoral shingle (cobbles and pebbles)
 - *Halcompa chrysanthellum* and *Edwardsia timida* on sublittoral clean stone gravel
 - *Moerella* spp. with venerid bivalves in infralittoral gravelly sand
 - *Hesionura elongata* and *Microphthalmus similis* with other interstitial polychaetes in infralittoral mobile coarse sand
 - *Glyceria lapidum* in impoverished infralittoral mobile gravel and sand
 - Cumaceans and *Chaetozone setosa* in infralittoral gravelly sand
 - Dense *Lanice conchilega* and other polychaetes in tide-swept infralittoral sand and mixed gravelly sand
 - Circalittoral coarse sediment
 - *Pomatoceros triquetus* with barnacles and bryozoan crusts on unstable circalittoral cobbles and pebbles
 - ***Mediomastus fragilis*, *Lumbrineris* spp. and venerid bivalves in circalittoral coarse sand or gravel** → Voir annexe suivante
 - *Protodorvillea kefersteini* and other polychaetes in impoverished circalittoral mixed gravelly sand
 - *Neopentadactyla mixta* in circalittoral shell gravel or coarse sand
 - *Branchiostoma lanceolatum* in circalittoral coarse sand with shell gravel
 - Offshore circalittoral coarse sediment
 - *Glyceria lapidum*, *Thyasira* spp. and *Amythasides macroglossus* in offshore gravelly sand
 - *Hesionura elongata* and *Protodorvillea kefersteini* in offshore coarse sand
 - + Sublittoral sands and muddy sands
 - + Sublittoral cohesive mud and sandy mud communities
 - + Sublittoral mixed sediment
 - + Sublittoral macrophyte-dominated communities on sediments
 - + Sublittoral biogenic reefs on sediment

Click on +/- to expand and contract the hierarchy. Click on a name to view habitat details.

Expand entire hierarchy

ANNEXE 7 : Exemple de fiche d'habitat benthique EUNIS de niveau 5 (<http://www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/biotope.aspx?biotope=JNCCMNCR00002012>).

SS.SCS.CCS.MedLumVen

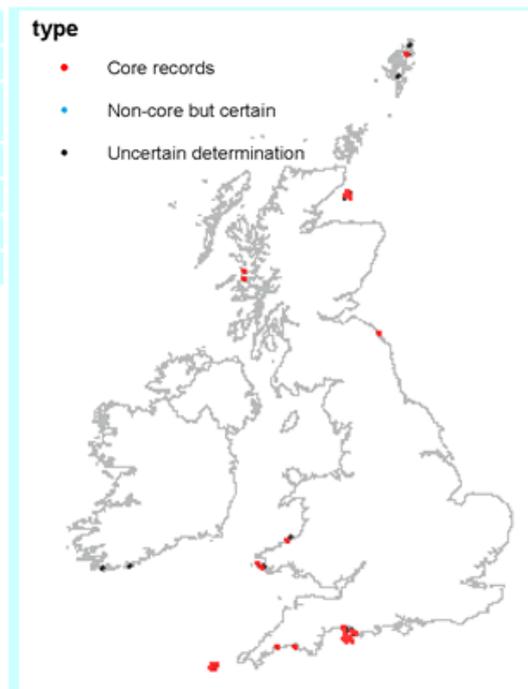
Mediomastus fragilis, *Lumbrineris* spp. and venerid bivalves in circalittoral coarse sand or gravel

Habitat (physical) description

Salinity:	Full (30-35 ppt)
Wave exposure:	Exposed, Moderately exposed
Tidal streams:	Moderately strong (1-3 kn), Weak (>1 kn)
Substratum:	Gravel with coarse to medium sand
Zone:	Circalittoral
Depth Band:	10-20 m, 20-30 m, 30-50 m, 50-100 m
Other Features:	

[Download comparative physical and biological data.](#) The comparative tables enable a rapid comparison of the species composition and principal physical characteristics between a given set of biotopes.

Distribution



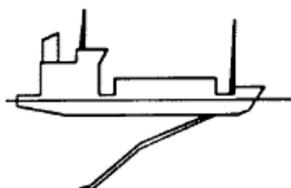
Distribution of habitat SS.SCS.CCS.MedLumVen *Mediomastus fragilis*, *Lumbrineris* spp. and venerid bivalves in circalittoral coarse sand or gravel, based on records on the JNCC marine database. Red dots represent records on which the biotope is based. Blue dots show other certain records, black dots show records tentatively assigned to this biotope.

Biotope description

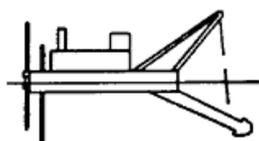
Circalittoral gravels, coarse to medium sands, and shell gravels, sometimes with a small amount of silt and generally in relatively deep water (generally over 15-20m), may be characterised by polychaetes such as *Mediomastus fragilis*, *Lumbrineris* spp., *Glycera lapidum* with the pea urchin *Echinocyamus pusillus*. Other taxa may include Nemertea spp., *Protodorvillea kefersteini*, *Owenia fusiformis*, *Spiophanes bombyx* and *Amphipholis squamata* along with amphipods such as *Ampelisca spinipes*. This biotope may also be characterised by the presence of conspicuous venerid bivalves, particularly *Timoclea ovata*. Other robust bivalve species such as *Moerella* spp., *Glycymeris glycymeris* and *Astarte sulcata* may also be found in this biotope. *Spatangus purpureus* may be present especially where the interstices of the gravel are filled by finer particles, in which case, *Gari tellinella* may also be prevalent (Glemarec 1973). Venerid bivalves are often under-sampled in benthic grab surveys and as such may not be conspicuous in many infaunal datasets. Such communities in gravelly sediments may be relatively species-rich and they may also contain epifauna such as *Hydroides norvegicus* and *Pomatoceros lamarcki*. In sand wave areas this biotope may also contain elements of the FfabMag biotope, particularly *Magelona* species. This biotope has previously been described as the 'Deep Venus Community' and the 'Boreal Off-Shore Gravel Association' by other workers (Ford 1923; Jones 1950) and may also be part of the Venus community described by Thorson (1957) and in the infralittoral etage described by Glemarec (1973). SCS.MedLumVen may be quite variable over time and in fact may be closer to a biotope complex in which a number of biotopes or sub-biotopes may yet be defined. For example, Ford (1923) describes a 'Series A' and a 'Series B' characterised by *Echinocardium cordatum-Chamelea gallina* and *Spatangus purpurea-Clausinella fasciata*. Furthermore, mosaics of cobble and lag gravel often contain ridges of coarse gravelly sand and these localised patches are also characterised by robust venerid and similar bivalves including *Arcopagia crassa*, *Laevicardium crassum* and others including *Glycymeris glycymeris* (E.I.S. Rees pers. comm.. 2002). This high porosity fine gravel or coarse sand may be a separate biotope.

ANNEXE 8 : Les différentes techniques de dragages utilisées pour l'extraction des granulats marins. Celle qui sera utilisée au site du PER est la drague aspiratrice en marche (Trailing suction hopper dredge). Extrait d'un cours d'enseignement au dragage (Training Dredging Institute ; www.dredgetraining.com)

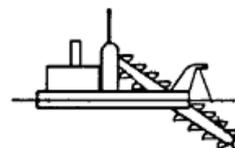
OVERVIEW RELEVANT DREDGING EQUIPMENT



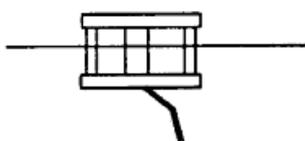
Trailing suction hopper dredge



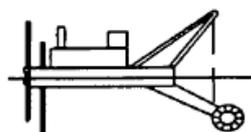
Cutter-suction dredge



Bucket chain ladder dredge



Semi-submersible stationary suction dredge



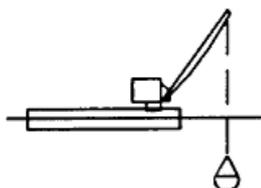
Bucket wheel dredger



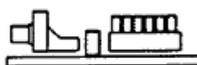
Hopper barge



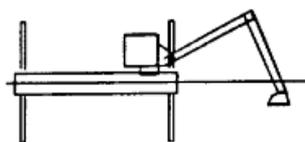
Self-propelled hopper barge



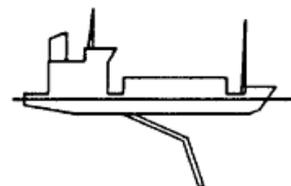
Clamshell dredge



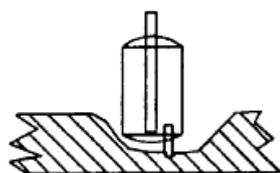
Pump station



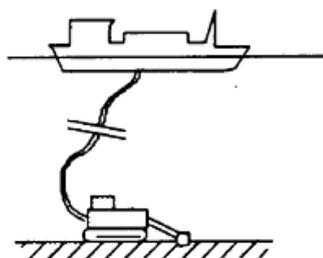
Dipper or backhoe dredge



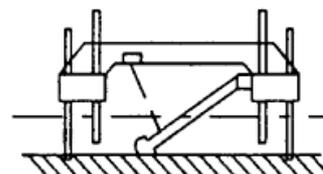
Plain suction dredge



Pneumatic dredging system



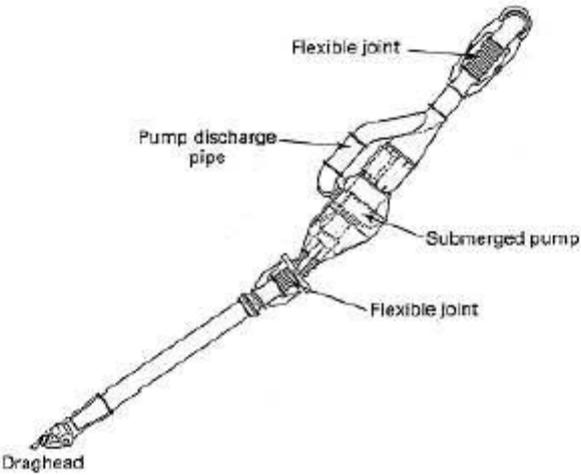
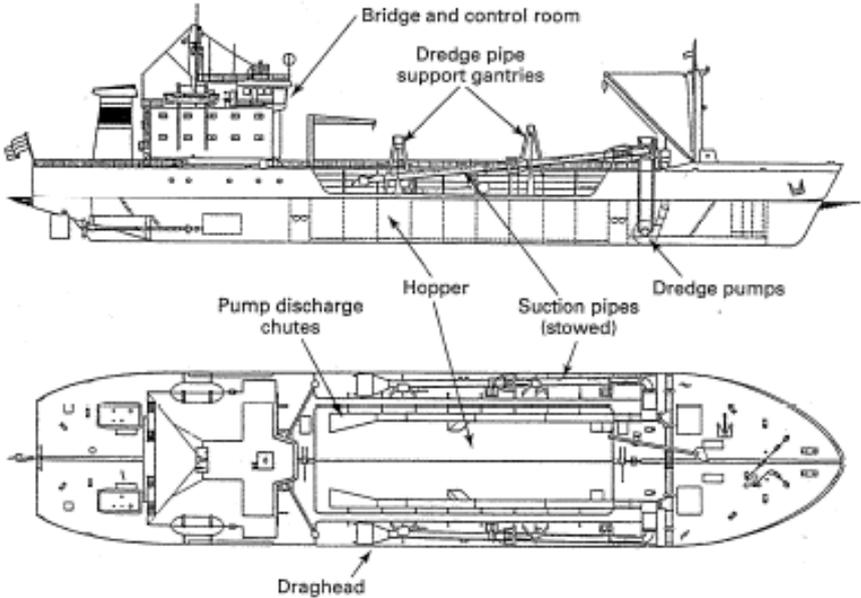
Submersible operating tractor dredge



Self-elevating or walking platform



ANNEXE 9 : Une drague aspiratrice en Marche, illustration du déploiement du matériel en mer (crédit : BMAPA) et schéma des principales caractéristiques d'un navire ainsi que de la conduite d'aspiration (ou élinde) (crédit : rapport G.I.E. G.M.O.).



ANNEXE 10 : Liste des références des ouvrages et publications consultés pour faire la synthèse des bonnes pratiques de dragage des granulats marins. Le(s) pays concerné(s) par l'étude et l'institut ou le projet se référant au document sont également précisés. La dernière colonne indique à titre informatif, les cas où une expérimentation a été conduite correspondant à ces recommandations, les autres sont des ouvrages de synthèse.

Ouvrage	Pays	Institut ou projet associé	Expérimentation mise en place
1. Boyd et al., 2004	Grande Bretagne	CEFAS	Intensité de dragage / jachère
2. Desprez, 1993	France	CIEM	-
3. Birklund et Wijsman, 2005	Europe	Projet SANDPIT	-
4. ICES, 2009	International	CIEM	-
5. The East Channel Association, 2011	Grande Bretagne	ECA	Effet du panache turbide / effet du criblage / fermeture saisonnière
6. Secretariat Général de la Mer, 2006	France	CIADT	-
7. Desprez et al., en cours	International	M2C / ILVO / DELTARES	-
8. Newell et Garner, 2006	Grande Bretagne	Projet MALSF	-
9. Ware et Kenny, 2011	Grande Bretagne	Projet MALSF	-
10. Gubbay, 2005	Grande Bretagne	The Crown Estate	-
11. Sutton et al., 2008	Irlande	IMAGIN	-
12. Tillin et al., 2011	Grande Bretagne	MALSF	-
13. ICES, 1992	International	CIEM	-
14. www.goodmarine.com	Grande Bretagne	University of Leeds	-
15. Barrio-Froján et al., 2008	Grande Bretagne	CEFAS	Impact à long-terme
16. Barrio-Froján et al., 2011	Grande Bretagne	CEFAS	Intensité de dragage / criblage
17. Birchenough et al., 2010	Grande Bretagne	CEFAS	Type de drague
18. Boyd et al., 2005	Grande Bretagne	CEFAS	Intensité de dragage
19. Boyd et Rees, 2003	Grande Bretagne	CEFAS	Type de drague
20. Desprez, 2000	France	GEMEL - Picardie	Impact à long-terme / impact de la surverse
21. Diesing et al., 2004	Allemagne	Christian Albrechts University	impact sur les transports sédimentaires côtiers
22. Foden et al., 2009	Grande Bretagne	University of East Anglia	Temps de récupération
23. Le Bot et al., 2010	France	M2C	Intensité de dragage/ Jachère/Surverse
24. Sánchez-Moyano et al., 2004	Espagne	Universidad de Sevilla	Impact à long-terme



Sampling epifauna, a necessity for a better assessment of benthic ecosystem functioning: An example of the epibenthic aggregated species *Ophiothrix fragilis* from the Bay of Seine

Sophie Lozach^{a,b,*}, Jean-Claude Dauvin^b, Yann Méar^c, Anne Murat^c, Dominique Davoult^{d,e}, Aline Migné^{d,e}

^a Université de Lille 1, Station Marine de Wimereux, UMR CNRS 8187 LOG, 28 Avenue Foch, BP 80, 62930 Wimereux, France

^b Université de Caen Basse Normandie, Laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière, UMR CNRS 6143 M2C, 24 rue des Tillais, F-14000 Caen, France

^c Cnam/Intechmar, BP 324, F50103 Cherbourg Cedex, France

^d UPMC Univ Paris 6, UMR 7144 AD2M, Station Biologique de Roscoff, Place Georges Teissier, F-29680 Roscoff Cedex, France

^e CNRS, UMR 7144 AD2M, Station Biologique de Roscoff, Place Georges Teissier, F-29680 Roscoff Cedex, France

ARTICLE INFO

Keywords:

Ophiothrix fragilis

Epifauna

Benthic sampling

English Channel

Grabs

Video

ABSTRACT

Sampling the sea bottom surface remains difficult because of the surface hydraulic shock due to water flowing through the gear (i.e., the bow wave effect) and the loss of epifauna organisms due to the gear's closing mechanism. Slow-moving mobile epifauna, such as the ophiuroid *Ophiothrix fragilis*, form high-density patches in the English Channel, not only on pebbles like in the Dover Strait or offshore Brittany but also on gravel in the Bay of Seine (>5000 ind m⁻²). Such populations form high biomasses and control the water transfer from the water column to the sediment. Estimating their real density and biomass is essential for the assessment of benthic ecosystem functioning using trophic web modelling. In this paper, we present and discuss the patch patterns and sampling efficiency of the different methods for collecting in the dense beds of *O. fragilis* in the Bay of Seine. The large Hamon grab (0.25 m⁻²) highly under-estimated the ophiuroid density, while the Smith McIntyre appeared adequate among the tested sampling grabs. Nowadays, diving sampling, underwater photography and videos with remote operated vehicle appear to be the recommended alternatives to estimate the real density of such dense slow-moving mobile epifauna.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Nowadays, after studying the structural patterns of benthic macrofauna, most research programmes assess the precise role of the benthic compartment in ecosystem functioning on the continental shelf of the regional seas (Garcia et al., 2011). In fact, the macrofauna is composed of three main kinds of species living in and above the sediment: the endofauna in the sediment; the epifauna, which contains vagile fauna, the species capable of moving on the sediment's surface, and sessile fauna, the species that stay in one place; and suprabenthic fauna, which are able to swim above the sea bottom but remain dependant on the sediment (Dauvin and Vallet, 2006).

For each compartment, specific gears must be used to estimate their species richness, abundance and biomass as precisely as possible. Grabs are the most efficient for endofauna quantitative data,

and numerous models have been created depending on the sediment type and the relative depth of sediment (Holme and McIntyre, 1984; Eleftheriou and McIntyre, 2005). There are numerous studies in the literature that compare gear efficiency and their ability to sample the endofauna and the vagile and sessile epifauna at the surface of the sediment (Holme and McIntyre, 1984; Coggan et al., 2007). The suprabenthic fauna needs to be sampled with a suprabenthic sledge, which is able to collect the fauna swimming just above the sea bottom (Mees and Jones, 1997; Dauvin and Vallet, 2006).

Nonetheless, sampling epifauna remains problematic because they live at the surface of the substratum. Sometimes, the large species are highly dispersed and have low abundance values. The grabs are not efficient because of the surface hydraulic shock due to water flowing through the gear (i.e., the bow wave effect) and the loss of epifauna organisms due to the gear's closing mechanism (Blomqvist, 1991). Other methods, such as underwater video cameras, remote operated vehicles (ROV), and trawls, have been proposed to estimate the densities of epibenthic macrofauna (Bergstrom et al., 1987; Hily, 1991; Feller and Vecchione, 1995;

* Corresponding author at: Université de Lille 1, Station Marine de Wimereux, UMR CNRS 8187 LOG, 28 Avenue Foch, BP 80, 62930 Wimereux, France.

E-mail address: sophie.lozach@unicaen.fr (S. Lozach).

Blanchet et al., 2004; Bluhm et al., 2005; Greathead et al., 2007; Jones et al., 2007; Jorgensen et al., 2011).

Generally, the benthologists do not differentiate the endofauna from the epifauna contained in the grabs because they want to identify the structure of the macrobenthic fauna using estimates of densities and biomasses of the species in the assemblages and communities. These epifauna biomasses are often used in the trophic web modelling, with no guarantee of the valid values (Garcia et al., 2011), and thus may introduce a significant bias in the evaluation of ecosystem functioning. In addition, most of the epifauna species, mainly suspension feeders, can proliferate locally and, consequently, are an active factor in controlling water quality of the coastal ecosystem (Hily, 1991; Dauvin and Ruellet, 2008).

The brittle-star *Ophiothrix fragilis*, found mainly on coarse sediments in tide-swept areas, is a common epifauna species in the English Channel benthos (Cabioch, 1968; Holme, 1984; Ellis and Rogers, 2000). In the Bay of Seine, it is commonly found on gravel and coarse sandy sediments in relatively large patches in terms of surface area (Gentil, 1976; Cabioch, 1986; Gentil and Cabioch, 1997). The *O. fragilis* is traditionally sampled through diving or with dredges and/or photographic surveys because it prefers to live on pebbles elsewhere in the eastern English Channel. Due to its preference for living on pebbles, it is difficult to sample with a grab (Warner, 1971; Davout and Richard, 1990; Ellis and Rogers, 2000).

This species forms dense aggregations on the seafloor, supporting populations that reach 1500 or 7000 ind m⁻² [densities estimated through diving, respectively in the Dover Strait (Migné and Davout, 1997) and the Bay of Seine (Davout and Migné, 2001)]. Previous works on the pebbles in the Dover Strait have recognised a functional role of these dense beds in pelago-benthic transfer due to the passive suspension feeding activity of *O. fragilis*. It can be considered as a biological indicator of the elemental composition of the water entering into the North Sea (Gounin et al., 1995); as collector of exogenous organic matter in the Dover Strait, enhancing benthic species richness of the epifaunal pebble community under brittle-stars beds (Davout and Gounin, 1995); and as an essential active species in the carbon and nitrogen budget in this coastal ecosystem (Davout et al., 1998).

O. fragilis, generally found in low sedimentation environment in an area with high hydrodynamics, has been found on mixed sediment in the Bay of Seine (Gentil, 1976; Ghertsos, 2002) and has large biomass values in the areas colonised by the dense populations in the central and the eastern part of the bay (Dauvin and Ruellet, 2008). In addition, Méar et al. (2006) suggest that the presence of the brittle star beds has led to a local increase in silting. Nevertheless, the relationship between the amount of fine particles and the *O. fragilis* density appears complex, and further investigation is needed to understand the real role of benthic fauna in fine particle distribution in the Bay of Seine (Méar et al., 2006).

O. fragilis is an essential component of the epibenthic fauna of the gravel and coarse sand communities of the Bay of Seine. However, in order to quantify the role of *O. fragilis* in sedimentation and flows of matter between the water column and the sea bed, it is necessary to quantify this species' density and biomass precisely. In addition, data are needed about the abundances of *O. fragilis*, with the objective of increasing the knowledge about the large-scale spatial relationships between biota, sedimentary characteristics, and pelago-benthic carbon fluxes in the Bay of Seine.

This study presents the high variability that was found in *O. fragilis* samples and proposes what we think is the best method to employ in order to sample this species. We report the densities estimates for different sampling gears used to sample the endofauna or sessile epifauna to evaluate their reliability for *O. fragilis* abundance estimates in the benthic habitat of the Bay of Seine.

2. Materials and methods

2.1. The Bay of Seine

The Bay of Seine is approximately 50 km from north to south and 100 km from west to east. It does not exceed 30 m in depth. The maximum speed of the tidal currents is 3 knots. The current is the strongest in the north of the bay, thanks to a wide opening into the English Channel. In the eastern part of the Bay, the current is weaker, less than 1.5 knots on the surface for an average spring tide. These tidal currents, added to the general drift of the water, play an essential role in distributing both sediment and benthic communities, as well as in dispersing river input, especially from the Seine River (Gentil and Cabioch, 1997). Together, they create a sedimentary gradient from the mouth of the estuaries towards offshore waters. The dominant sediments offshore are pebbles, gravel and coarse sand, and the sediments inshore in the coastal zones are mostly fine sand and silty/muddy fine sands in Bay of Seine and Bay of Veys estuaries (Dauvin et al., 2007).

In the Bay of Seine, Gentil and Cabioch (1997) identified six main macrobenthic communities: (i) a pebble-inhabiting community offshore in which strong tidal currents prevail; (ii) a coarse sand to sandy-coarse-gravel community, with dense patches of the ophiurid *O. fragilis*, occupying the central part of the bay; (iii) a medium-to-fine sand *Ophelia borealis* community linked to hydrodynamic sand dunes; (iv) a muddy-fine sand *Abra alba-Pectinaria koreni* community; (v) a heterogeneous muddy community, and (vi) a muddy *Macoma balthica* community in the estuary and the inner part of the Bay of Veys (Fig. 1).

2.2. Sampling

This study pooled data from the sampling performed in three French research programmes in the Bay of Seine – BIOGEOCHIMIE, PNEC and COLMATAGE – over the last three decades. The particle size distribution was measured at each sampling station during each survey from a supplementary Shipek grab sample. This sample was analysed through dry sieving and classified in different sediment types, according to the Folk classification scale Folk (1954).

2.2.1. BIOGEOCHIMIE

The sampling for the BIOGEOCHIMIE programme was performed in two surveys on the R/V *Côte de Normandie* in June 1986 and 1987 under the direction of the *Manche* research group programme. The 1986 sampling revealed the occurrence of *O. fragilis* within three sedimentary units: muddy gravel (B1), slightly gravelly muddy sand (B2), and sandy gravel (B3). In 1987, five different sampling techniques were used in each sedimentary unit to estimate *O. fragilis* densities (sampling unit in parentheses; eight replicate samples): a Reineck box corer (0.02 m²); a Shipek grab (0.04 m²); a Smith-McIntyre grab (0.1 m²); a Van Veen grab (0.1 m²); and a suction sampler/quadrate (0.25 m²). Each sample position was haphazardly chosen within a 100 m circle around the site position (Fig. 1) and identified at sea by a weighted buoy. Next, the divers collected *O. fragilis* on the seafloor in a quadrate in a plastic frame (25 cm high edges, 0.25 m²) with a suction sampler. For other techniques, grabs and corers were lowered slowly (<1 m s⁻¹), slowing down in the vicinity of the seafloor to avoid the bow wave effect.

2.2.2. PNEC

The sampling for the 'Programme National d'Environnement Côtier' (PNEC) was performed on the R/V *Côtes de la Manche* using Hamon grab (four replicate samples of 0.25 m²) in September 1998

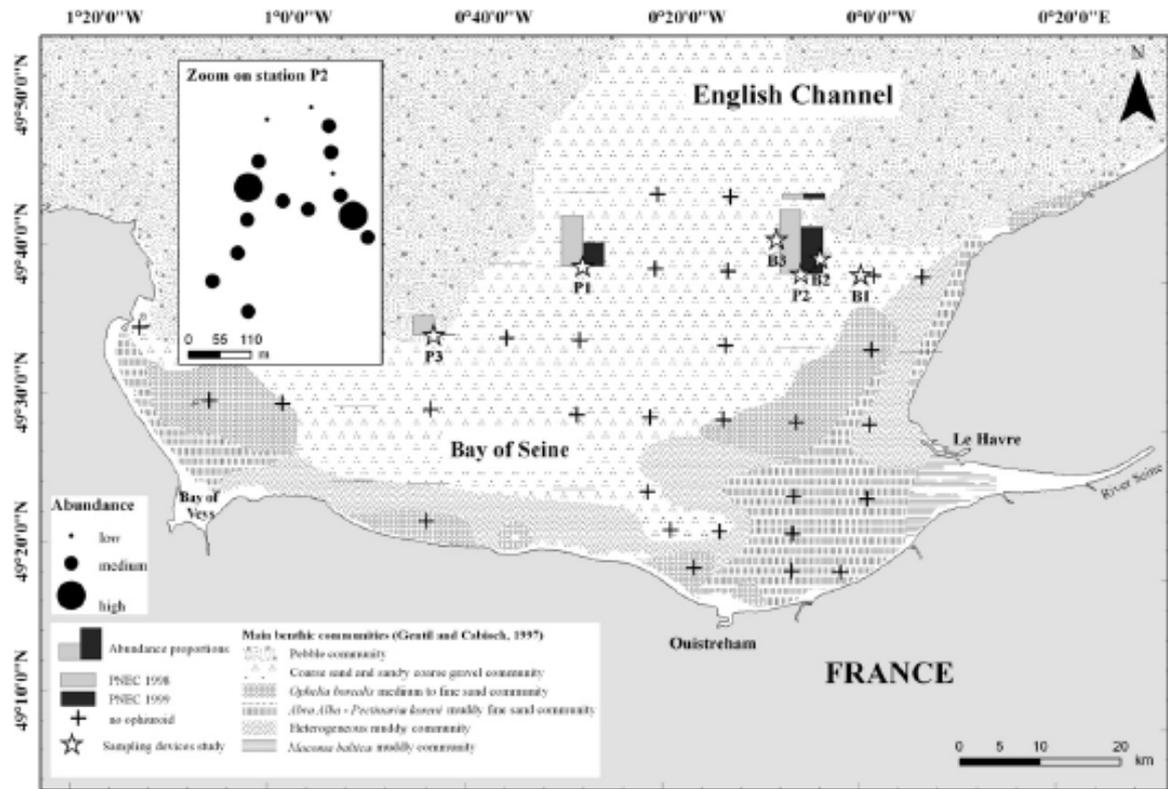


Fig. 1. Relative proportions of *Ophiothrix fragilis* across the Bay of Seine in 1998 and 1999 and the small-scale abundance spatial heterogeneity at the site P2 (see the zoom on the side map). The sampling grid of the PNEC and COLMATAGE programme sites (P1, P2, P3) and BIOGEOCHIMIE programme sites (B1, B2, B3) for the sampling devices study is superimposed. The background map indicated the localisation of the main benthic communities defined by Gentil and Cabioch (1997).

and May 1999 on about 41 sites covering the entire bay (Fig. 1). High abundances of *O. fragilis* were found on three sites: two (P1, P3) on sandy gravel sediment and one (P2) on gravelly muddy sand. On these three sites, *O. fragilis* individuals were also hand sampled by divers using quadrats (10–20 replicates, 0.1 m²). To estimate the patchy distribution of *Ophiothrix* on a small-scale pattern, 16 additional Hamon grab replicate samples were collected at site P2 in May 1999 (Fig. 1).

2.2.3. COLMATAGE

The sampling for the research programme COLMATAGE (Coup-Lages bio-Morpho-sédimentaires et dynamique à long Terme des hAbiTats et peuplements benthiques et ichtyologiques en Seine-Aval) was performed on the R/V Côtes de la Manche, revisiting the sites P1 and P2 previously sampled during the PNEC programme. Site P2 was revisited in September 2008 with a ROV Seabotix LBV 200L² for a video assessment of *O. fragilis* population. The video system included a colour camera pointing at the ground at 45° from the horizontal, with the lens about 50 cm above the seabed. *O. fragilis* numerically dominated the megafauna, and it was large enough to be readily visible on the photographs. Three snapshots were extracted from the video and were given to four marine biologists who determined *O. fragilis* abundances by counting ophiuroid discs. In April 2010, *O. fragilis* was sampled at both sites P1 and P2 with five different sampling gears (10 replicates): a Shipek grab (0.04 m²), a Smith-McIntyre grab (0.1 m²), a Van Veen grab (0.01 m²) and a Hamon grab (0.25 m²).

2.3. Data analysis

All data were expressed in numbers of individuals per square metre for the analysis, and Fig. 2 presents them as box-plot dia-

grams. To test whether or not the sampling technique had an effect on *O. fragilis* abundance estimations, different statistical analyses were performed: mean comparison non-parametric tests (Kruskal-Wallis and Mann-Whitney) and a variance comparison test (Log-Anova) (Scherrer, 1984).

Dispersion patterns were examined by computing the dispersion coefficient (mean-to-variance-ratio: s^2/\bar{X}) of *O. fragilis* abundances collected by the appropriate gears at each site (Andrew and Mapstone, 1987; Summers and Nybekken, 2000). For an N size sample, the quantity $(N-1)s^2/\bar{X}$ was distributed as a χ^2 with $(N-1)$ degree of liberty. The χ^2 test was then performed to test the randomness of *O. fragilis* population distribution (Andrew and Mapstone, 1987; Frontier et al., 2001). Statistical analyses were performed with the software StatBox version 6.40 or with an Excel worksheet.

3. Results

The PNEC survey was the first quantitative sampling covering the whole Bay of Seine. This survey was an interesting first overview of the ophiuroid population characteristics on a large spatial scale. It showed that *O. fragilis* density varied a lot among sites. Abundances over a 100 ind m⁻² were recorded at only four off-shore sampling stations. They were widely spaced across the coarse sand community area (Fig. 1).

As shown in Fig. 1, the bars on the map display the relative proportion of ophiuroids, respectively in 1998 and in 1999. On the scale of the bay, *O. fragilis* temporal distribution was quite stable. Ophiuroids beds were recorded at the same sites in both years. Higher abundances were recorded in 1998, but the sampling was done in September, after the juveniles settled; in 1999, the sampling was done in May, after the autumn winter mortality phase.

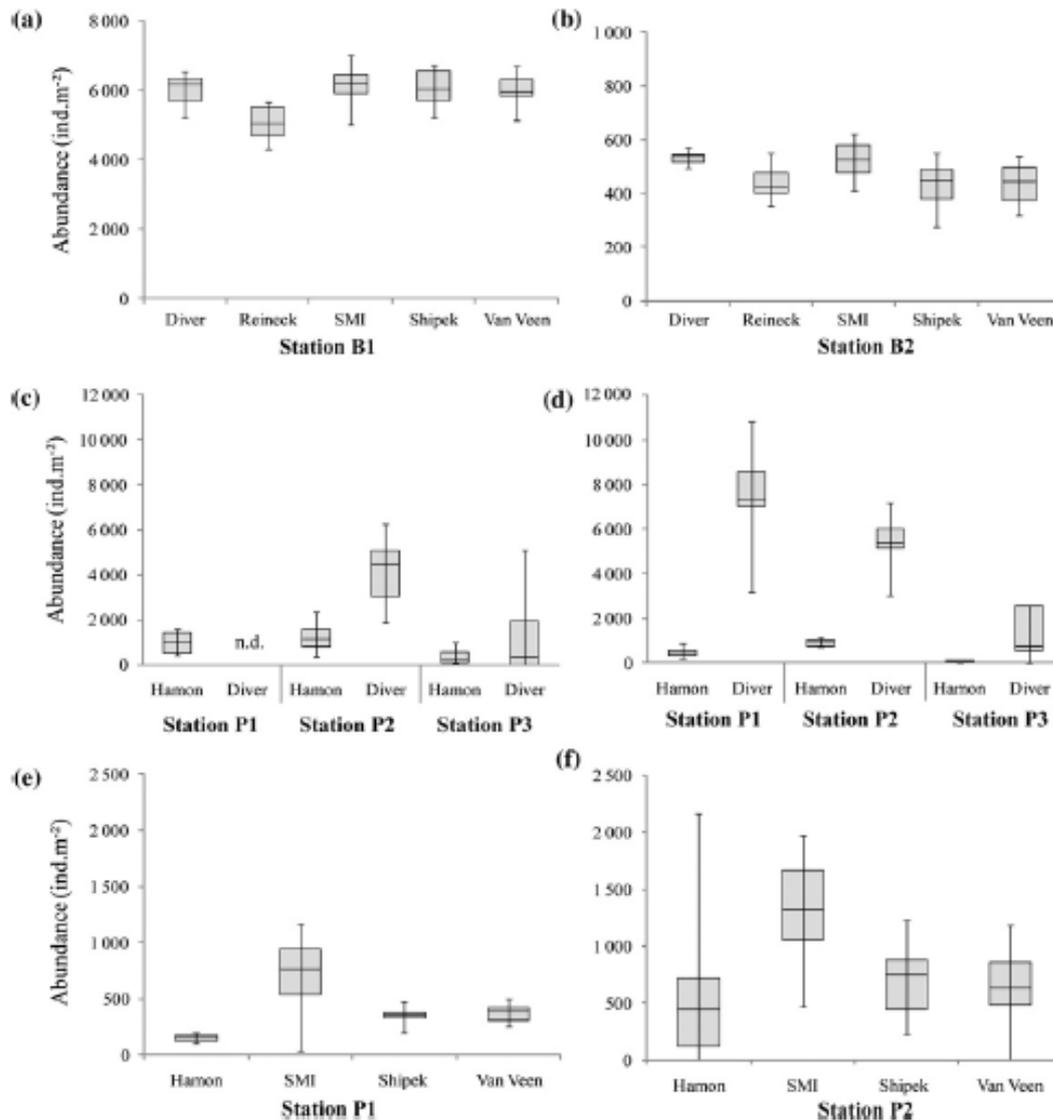


Fig. 2. Box plots of *O. fragilis* abundances. At sites B1 (a) and B2 (b) sampled by divers, Reineck corer, Smith McIntyre grab, Shipek grab and Van Veen grab during the BIOGEOCHIMIE survey. At sites P1, P2 and P3 sampled by divers and Hamon grab during the PNEC survey in 1998 (c) and 1999 (d). At sites P2 (e) and P1 (f) sampled by Hamon grab, Smith McIntyre grab, Shipek grab and VanVeen grab during the COLMATAGE survey. Box plot diagrams display 1st quartile, median, 3rd quartile and the minimum and maximum abundance value at each site. Y-axis values are different from one graph to another (n.d.: no data).

The dense sampling at site P2 (16 replicates on an area of 250×500 m), showed the strong local heterogeneity of the spatial distribution of this population, with abundances varying from 280 to 2680 ind m^{-2} (see the zoom in Fig. 1).

3.1. Sampling device efficiency

The three research programmes presented in this study were originally used for different purposes. However, they highlighted a major inconvenience of sampling techniques used for epibenthic species *O. fragilis*. Table 1 lists the mean abundances and standard deviation calculated at each site and for each sampling device. Statistical tests were performed, and the results are shown in Table 2. Each sampling station is associated to a class of abundance: 'low' referred to abundances between 0 and 500 ind m^{-2} ; 'medium' to abundances between 500 and 2000 ind m^{-2} and 'high' to abundances over 2000 ind m^{-2} . At most study sites, there was a signif-

icant difference between mean abundances according to the sampling technique used. A series of conclusions could thus be drawn. Box plots of mean abundances are presented on Fig. 2 for further interpretation.

Fig. 2c–f show that *O. fragilis* mean densities are always lower when sampling was done by a Hamon grab. Furthermore, on Fig. 2c and d, it is noticeable that the higher the abundance measured by diver, the higher the gap of *O. fragilis* abundance values between the Hamon grab and diving. For example, in Fig. 2d, the difference between abundances measured by divers and measured by Hamon grab sampling is about 7000 ind m^{-2} in P1, while it is only 4500 ind m^{-2} in P2 and 1000 ind m^{-2} in P3. It is clear that Hamon grab is not suitable for the sampling of medium and high abundances of *O. fragilis*. The same observation could be made for the Reineck corer, as it undersamples high abundances (Fig. 2a). As shown in Table 1, the abundance recorded thanks to this gear at site B1 is lower than abundances recorded by other devices (about

Table 1

Mean (\pm standard deviation) of *Ophiothrix fragilis* abundances sampled with the different sampling devices for all study sites in the Bay of Seine. The 'Surface' column indicates the total surface in square metres sampled by each device and (n) is the number of replicates (n.d.: no data).

Sampling technique (n)	Surface (m ²)	Mean (\pm s.d.)		
		B1	B2	B3
BIOGEOCHIMIE				
Diver (8)	2.00	5993 \pm 184	533 \pm 8	8 \pm 2
Reineck corer (8)	0.16	5038 \pm 181	444 \pm 26	25 \pm 9
SMI grab (8)	0.80	6154 \pm 209	524 \pm 27	13 \pm 3
Shipek grab (8)	0.32	6063 \pm 189	431 \pm 34	9 \pm 5
Van Veen grab (8)	0.80	6010 \pm 171	433 \pm 29	9 \pm 4
PNEC – 1998		P1	P2	P3
Diver (10–20)	1.00–2.00	n.d.	4240 \pm 413	1080 \pm 312
Hamon grab (4)	1.00	977 \pm 292	1223 \pm 414	369 \pm 207
PNEC – 1999		P1	P2	P3
Diver (10–11–10)	1.00–1.10	7493 \pm 618	5319 \pm 404	988 \pm 304
Hamon grab (4)	1.00	453 \pm 137	896 \pm 104	9 \pm 4
Hamon grab (16)	4.00	–	1039 \pm 171	n.d.
COLMATAGE – 2010		P1	P2	
Hamon grab (10)	2.5	670 \pm 740	149 \pm 30	n.d.
Shipek grab (10)	0.4	718 \pm 325	340 \pm 82	n.d.
SMI grab (10)	1.0	1337 \pm 446	712 \pm 318	n.d.
Van Veen grab (10)	1.0	667 \pm 336	372 \pm 75	n.d.
COLMATAGE – 2008			P2	
ROV (3)	0.3	n.d.	2739 \pm 266	n.d.

1000 ind m⁻² lower). Both the Hamon grab and the Reineck corer are heavy devices that certainly influence ophiuroid harvesting. The cautious sampling by diver, associated to a direct visual appraisal, results in a higher abundance value. Diving is certainly more appropriate than the Hamon grab and the Reineck corer.

A ROV was not used in the same period and so cannot be compared. Even so, the results obtained are interesting since it was possible to estimate *O. fragilis* abundance (Table 1). The abundance recorded in 2008 placed the population in the high abundance class, as recorded in 1998 and 1999 by divers, and it dropped to the medium/low abundance class in 2010.

Three other sampling gears were tested: the Van Veen grab, the Smith McIntyre grab and the Shipek grab. These three devices give similar results for high abundance at the B1 site (Fig. 2a). However, there is a difference in their efficiency for sampling medium abundances of *O. fragilis* (Fig. 2b, e and f). The Van Veen grab and Shipek grab undersampled. The mean abundances sampled by Smith McIntyre grab are twice as high as the other grabs. The Smith

McIntyre gives results comparable to the diver sample in both high and medium abundances class. Smith McIntyre grab has a higher variance at the P1 site (Fig. 2e). This parameter appears to be variable, depending on the sampling device used. Table 2 presents the results of the Log-Anova statistical test. This test showed that, in some cases, the variances are significantly different among the sampling devices.

3.2. Population dispersion patterns

The dispersion coefficient is an indicator of spatial patterns. For a population in which individuals are randomly and independently arranged, the sample variance will equal the mean density (or will be slightly different when both parameters are calculated from observed value), which results in a dispersion coefficient equal to one. Table 3 shows the values of this coefficient for the two most appropriate sampling techniques identified in the previous section (i.e., divers and the Smith McIntyre grab). Except at sites B2 and B3, all the sites show a dispersion coefficient significantly different from 1 (χ^2 test) and its values are always greater than one.

O. fragilis individuals are grouped spatially and present an aggregated distribution. It seems to occur when the population presents a medium to high abundance. This aggregated behaviour is illustrated by the small-scale sampling using the 16 Hamon grab replicates (see the zoom in Fig. 1).

A higher dispersion coefficient indicates a higher patchiness in ophiuroid distribution on the seafloor. It is a mean-to-variance-ratio: (s^2/\bar{X}) so fluctuations are either due to a different variance or a change in the mean value. A spatial difference was observed: the dispersion coefficients are low for sites B1 and B2 (below 50) and are higher for sites P1, P2 and P3 (over 270). There is clearly a change in variance between BIOGEOCHIMIE and PNEC surveys (Table 1). In addition, there is a temporal change over time for two PNEC sites: the dispersion coefficient value is higher at the P1 and P2 sites in 2010 (over 1200) compared to 1998/1999 (between 300 and 500) (Table 3). This temporal change is probably due to a change of mean; the variance seems to be equivalent (Table 1).

4. Discussion

4.1. Assessment of the sampling device efficiency for epifauna

There are only a few scientific studies on the efficiency for quantitative sampling of low mobility epifauna by different gears,

Table 2

The results of non-parametric statistical tests for comparing the mean (Kruskal–Wallis and Mann–Whitney) and the variance (Log-Anova) between the different sampling devices at each study site.

Station	Abundance class	Mean		Variance Log-Anova	Figure
		Kruskal–Wallis	Mann–Whitney		
BIOGEOCHIMIE					
B1	High	S ($p < 0.05$)	n.d.	NS	2a
B2	Medium	S ($p < 0.05$)	n.d.	S ($p < 0.05$)	2b
B3	Low	NS	n.d.	S ($p < 0.05$)	–
PNEC – 1998					
P1	Medium	n.d.	n.d.	n.d.	
P2	High	n.d.	S ($p < 0.05$)	NS	2c
P3	Medium	n.d.	NS	NS	
PNEC – 1999					
P1	High	n.d.	S ($p < 0.05$)	S ($p < 0.05$)	
P2	High	n.d.	S ($p < 0.05$)	S ($p < 0.05$)	2d
P3	Medium	n.d.	S ($p < 0.05$)	NS	
COLMATAGE – 2010					
P1	Medium	S ($p < 0.05$)	n.d.	S ($p < 0.05$)	2e
P2	Medium	S ($p < 0.05$)	n.d.	NS	2f

S: there is a statistical difference; NS: there are no statistical differences; n.d.: no data.

Table 3
Dispersion coefficient for the different sampling devices used at all study sites.

Sampling technique	Dispersion coefficient		
BIOGEOCHIMIE	B1	B2	B3
Diver	39.5*	0.9	4.5
SMI grab	49.5*	9.8	5.3
PNEC – 1998	P1	P2	P3
Diver	n.d.	361.6*	1707.2*
PNEC – 1999			
Diver	458.8*	275.9*	843.8*
COLMATAGE – 2010	P1	P2	
SMI grab	1340.0*	1281.7*	n.d.

* *Ophiothrix fragilis* population is aggregated (χ^2 test results present a significant difference of 1, $p < 0.05$); (n.d.: no data).

such as grabs, corers and trawls (Holme and McIntyre, 1984; Eleftheriou and McIntyre, 2005; Jørgensen et al., 2011). The difficulties for obtaining quantitative measurements for this epifaunal compartment are similar to the ones for surficial sediment, especially fine particles. Two main factors that could affect the quantitative sampling of low mobility epifauna are: (1) the surface hydraulic shock due to water flowing through the gear (i.e., the bow wave effect), and (2) the loss of epifauna organisms due to the gear's closing mechanism (Blomqvist, 1991). There is a large range of gears suitable for benthic sampling; however, they are not all suitable for low mobility epifauna.

The species *O. fragilis* in the Bay of Seine is of special interest as it represents a large part of the biomass in the sandy gravel and mixed sediments in the Bay of Seine and participates actively in the pelago-benthic fluxes (Davout and Migné, 2001; Méar et al., 2006). In fact, this species has very high patchy biomass (Dauvin and Ruellet, 2008), and so its accurate sampling is fundamental for estimating its real contribution of the benthic ecosystem functioning through trophic web modelling (Garcia et al., 2011). To overcome the difficulties mentioned in the first paragraph, different devices for *O. fragilis* sampling are tested in the Bay of Seine.

As McIntyre (1971) suggested, diver sample collection was less disturbing for superficial faunal sampling than remote gears. ROV also appears to be a good sampling technique to assess ophiuroid abundances. It has the advantage of being a non-destructive device, which, like a diver's quadrat, is cautious and allows a visual appraisal. Our results showed that the Hamon grab is not suitable for *O. fragilis* sampling in order to obtain good abundance estimations of the epifauna species, such as the low mobility epifauna like the ophiuroids. Density is highly under-estimated (Table 1, Fig. 2b and c). Between the Hamon grab and diver sampling, there is between 3 and 16 times less ophiuroid harvested.

As an example of the consequences on species biomass calculations, for an *O. fragilis* mean individual weight of 3.6 mg (Dauvin and Ruellet, 2008), the biomass value at site P2 in 1998 would be 15.3 g m⁻² when sampled by divers, and 4.4 g m⁻² when sampled by a Hamon grab. This grab is massive and particularly effective in loose coarse sediment (Holme and McIntyre, 1984), thanks to a lifting arm that rotates 90° to drive the scoop through the sediment and close on the stop plate (Dauvin, 1979). However, its weight (350 kg) caused a strong flush effect on the seafloor, which implies a loss of *O. fragilis*. For a high density *O. fragilis*, the aggregated individuals on the seafloor tended to retain ophiuroids lifted when the scoop closes the cover, and thus a part of sampled individuals were lost. It also seemed that the more abundant the *O. fragilis* on the seafloor, the greater the loss.

The other devices (i.e., Reineck corer, Shipek grab, Smith McIntyre grab and Van Veen grab) tested against the divers' quadrats gave similar results. However, the Reineck corer undersamples high abundances, but not in the same range as the Hamon grab. It can be due its sampling unit (0.02 m²) that results in a small sur-

face sampled compared to other devices (Table 1). More technical aspects of the sampling size are addressed below. The Shipek grab and the Van Veen grab undersampled intermediate abundances. These grabs were lighter than the Hamon grab, and the vessel's crew made sure to descend them slowly in the water column to avoid a "bow wave" effect. This strategy has been recommended in the literature (Eleftheriou and McIntyre, 2005; Coggan et al., 2007) and can be reported here as essential for epibenthic aggregated species sampling. The Smith McIntyre grab gave the same results as the divers' sampling. This grab, which seemed to be the most suitable, was mounted within a stabilizing framework that enhanced sampling efficiency. The use of an inappropriate device for epibenthic species sampling can introduce two biases: the mean abundance estimation and the variance measurement for ophiuroid.

4.2. Spatial patterns of *O. fragilis*

In the Bay of Seine, *O. fragilis* species is simultaneously spatially structured at two different scales. First of all, they are structured at the scale of the benthic community on coarse sand and sandy coarse gravel (30–50 km range). The characteristic of the Bay of Seine population is a sensitive increase of their density at some sites. Locally, they form ophiuroid beds. This distribution is recorded in the first benthic study done in the Bay of Seine (Gentil, 1976). The location of ophiuroid beds has been roughly in the same location for 30 years and is well-known by fishermen in the area. The persistence of *O. fragilis* beds at a specific location, either in the central part of the Bay of Seine or elsewhere in the eastern English Channel, is necessary for preserving optimum conditions for suspension feeding (Warner, 1971; Broom, 1975; Chardy et al., 1980). In addition, the populations maintain themselves by using larval settlement on adult individuals through chemical recognition (Davout and Richard, 1990). The second spatial structural scale is these ophiuroid beds (0.1–1.5 km range). In this study, we observed a high variance among replicate samples at some sites and a high dispersion coefficient. *O. fragilis* individuals have an aggregated distribution at the scale of a sampling site, which is significant for medium and high abundances.

For patchy species such as *O. fragilis*, mean abundances measured at one site can have a higher variance because of the smaller sample size: there is a high probability of falling within a patch or outside a patch (Eleftheriou and McIntyre, 2005). Based on this observation, we tried to investigate the impact of sampling equipment on the aggregated behaviour of the *O. fragilis* population of the Bay of Seine.

Comparing the sites with a significant dispersion coefficient of the BIOGEOCHIMIE and PNEC studies with the diver sampling revealed a higher coefficient on PNEC programme sites. Individuals also seemed to have a patchier distribution on sites P1, P2 and P3. The PNEC samples were collected on a small surface (0.1 m²) by handpicking divers that controlled all the specimens living in the quadrat, while for the BIOGEOCHIMIE samples, divers used a larger quadrat unit (0.25 m²) with a suction sampler. Based on this observation, it makes sense to conclude that the sampling technique could have an impact on dispersion pattern assessment.

However, the sites B1, B2 and B3 were also sampled with Smith McIntyre grab (0.1 m²), and the same patchy pattern was observed. Above, we have shown that this grab was suitable for *O. fragilis* abundance assessment. In light of our data, it was finally difficult to answer the question of size of the sampling gear on population dispersion patterns. Thus, we concluded that a difference in the aggregation pattern was observed in the different locations, with a higher patchiness in the PNEC sites.

Broom (1975) showed that *O. fragilis* individuals have a mechanism for returning to a patch and a capacity of conspecific recogni-

tion of other individuals in the population that enables bed reformation if it is disturbed by a storm or a predator. *O. fragilis* patches have shifting boundaries, and consequently, the differences in patterns observed either on a spatial or a temporal scale can be explained by this behaviour, depending on local environmental conditions (biotic or abiotic). Differences in the mean values between 2010 and 1998/1999 can be explained by a sampling outside the main area of the ophiuroid bed because individuals moved away. ROV video observations should be an appropriate addition to visually characterise the ophiuroid bed patchiness.

4.3. Recommendations

Choosing a sampling device depends on the objectives and the options available in a particular study (Blomqvist, 1991). In fact, through its suspension feeding activity and its high patchy abundances on the seafloor in the Bay of Seine, *O. fragilis* is an important factor in the pelago-benthic transfer of suspended matter (Davout and Gouin, 1995). This species is considered to be an engineering species by modifying hydrodynamic conditions at the water-sediment interface in the benthic boundary layer. Fine particle sedimentation seems to be really enhanced under the dense beds in north-east corner of the Bay of Seine (Mear et al., 2006). Such epifauna suspension feeders, which can proliferate on the sediment surface, could be an important factor in controlling the eutrophication in the Bay of Brest (Hily, 1991). So, the quantification of their densities is fundamental in calculating the exact flows between the water column and the sediment and in modelling the benthic trophic food web. The under-estimation of the biomass of *O. fragilis* could introduce an essential error on the part of the suspension feeders in the areas colonised by this epifauna species. As shown in this paper, we do not recommend the use of grabs for such epifauna species, especially in the dense beds of *O. fragilis*. The Hamon grab (0.25 m²) must be eliminated for sampling such zones of dense *Ophiotrix* populations. Still, the Smith McIntyre grab appeared the most efficient grab if no other gear was available for sampling.

It is important to emphasise that sampling possibilities depend on diver sampling that was, nonetheless, very restrictive in terms of organisation and sampling effort, particularly in the difficult environment of the Bay of Seine and other parts of the English Channel, where such epifauna population dominate (i.e., areas with a strong tidal current and high turbidity). The use of submarine photography could be another alternative to estimate qualitatively the epifauna living on the seafloor (Chardy et al., 1980; Holme and McIntyre, 1984; Bluhm et al., 2005). In addition, the use of video observation appears to be another particularly relevant alternative to estimate the real abundances of low mobility epifauna on the continental slope of the north-western Atlantic offshore of Cape Hatteras and Cape Lookout (North Carolina, USA) (Feller and Vecchione, 1995) or those in the sea pens *Virgularia mirabilis*, *Pennatula phosphorea* and *Funiculina quadrangularis* in the Scottish waters (Greathead et al., 2007), but also the vagile epifauna, such as the pandalid shrimps, which had their densities estimated by a ROV in the Gullmarfjord on the Swedish west coast (Bergstrom et al., 1987).

However, a ROV apparatus, such as the mini ROV Seabotix LBV 200L², is difficult to use in a megatidal sea like the Channel (e.g., the need to use it when the vessel was anchored, in slack water), which reduces considerably the numbers of observations per day. So, we recommend identifying the exact location of dense epifauna, such as ophiuroids, with a Smith McIntyre grabs, and then employing a ROV. Several authors recommend combining techniques to estimate the endofauna and epifauna living on and in the substratum (see Jorgensen et al., 2011). In the future, such combined techniques could be routinely used in the English Chan-

nel for the gravel and pebble areas with dense patches of *O. fragilis* or other low mobility or sessile epifauna (e.g., *Crepidula fornicata*, *Ophiocomina nigra*, ascidians).

Acknowledgements

The authors are grateful to the crews of R/V Côte de Normandie and R/V Côtes de la Manche for their help during sampling; Alain and Ingrid Richard, the Caen firemen and the Marine Nationale divers for their help with diver sampling; and Lisa Spencer for her help with the English versions of this paper. This study was undertaken as part of the Seine-Aval programme (COLMATAGE project), co-coordinated by the Seine Aval Public Interest Group (GIPSA) and the Haute-Normandie region of France. This study was also part of the European Union's Interreg IVa scheme (European Regional Development Funds) CHARM 3 project coordinated by S. Vaz, Ifremer, Boulogne-sur-mer.

References

- Andrew, N.L., Mapstone, B.D., 1987. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanography and Marine Biology. Annual Review* 25, 39–90.
- Bergstrom, B.L., Larsson, J., Pettersson, J.O., 1987. Use of a remotely operated vehicle (ROV) to study marine phenomena: I. Pandalid shrimp densities. *Marine Ecology Progress Series* 37, 97–101.
- Blanchet, A., Chevalier, C., Gaffet, D., Hamon, D., 2004. Bionomie benthique subtidale en baie de Douarnenez. Rapport de la direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral, Département d'Ecologie Côtière, Laboratoire Biodiversité Benthique, Ifremer, Centre de Brest, France, p. 108.
- Blomqvist, S., 1991. Quantitative sampling of soft-bottom sediments: problems and solutions. *Marine Ecology Progress Series* 72, 295–304.
- Bluhm, B.A., MacDonald, L.R., Debenham, C., Iken, K., 2005. Macro- and megabenthic communities in the high Arctic Canada Basin: initial findings. *Polar Biology* 28, 218–231.
- Broom, D.M., 1975. Aggregation behaviour of the brittle-star *Ophiotrix fragilis*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 55, 191–197.
- Cabioch, L., 1968. Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche occidentale. *Cahiers de Biologie Marine* 9, 489–720.
- Cabioch, L., 1986. La Baie de Seine. Groupe de recherches coordonnées "Manche" (GRECO MANCHE). In: Cabioch, L. (Ed.), Colloque national du CNRS. Université de Caen, avril 1985. Actes de colloques de l'Ifremer 4, 24–26.
- Chardy, P., Guennegon, Y., Branellac, J., 1980. Photographie sous-marine et analyse des peuplements benthiques. Essais en rade de Brest. Rapports scientifiques et techniques, Centre National pour l'Exploitation des Océans, Centre Océanologique de Bretagne, Brest, France, p. 33.
- Coggan, R., Populus, J., White, J., Sheehan, K., Fitzpatrick, F., Piel, S. (Eds.), 2007. Review of standards and Protocols for seabed habitat mapping. MESH. <<http://www.searchmesh.net/>>.
- Dauvin, J.C., 1979. Recherches quantitatives sur le peuplement des sables fins de la Pierre Noire, Baie de Morlaix, et sur sa perturbation par les hydrocarbures de l'"AMOCO CADIZ". Thèse de 3ème cycle de l'Université Pierre et Marie Curie, Paris 6, 251.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2008. Macrozoobenthic biomass in the Bay of Seine (eastern English Channel). *Journal of Sea Research* 59, 320–326.
- Dauvin, J.C., Vallet, C., 2006. The near bottom layer as an ecological boundary in marine ecosystems: diversity, taxonomic composition and community definitions. *Hydrobiologia* 555, 49–58.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., Desroy, N., Janson, A.L., 2007. The ecological quality status of the Bay of Seine estuary: use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 55, 241–257.
- Davout, D., Gouin, F., 1995. Suspension-feeding activity of a dense *Ophiotrix fragilis* (Abildgaard) population at the water-sediment interface: time coupling of food availability and feeding behaviour of the species. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 41, 567–577.
- Davout, D., Migné, A., 2001. Respiration and excretion of a dense *Ophiotrix fragilis* population in the Bay of Seine (English Channel, France). *Echinoderms 2000*. In: Barker (Ed.), Swets & Zeitlinger, Lisse, pp. 243–248.
- Davout, D., Richard, A., 1990. Etude expérimentale du recrutement du peuplement sessile des fonds caillouteux du Pas-de-Calais (France). *Cahiers de Biologie Marine* 31, 181–199.
- Davout, D., Dewailly, F., Migné, A., 1998. Carbon and nitrogen budget of a dense population of the suspension feeding ophiuroid *Ophiotrix fragilis* in a coastal ecosystem. *Echinoderms: San Francisco, Mooi, Telford* (Eds.), Balkema, Rotterdam, pp. 337–342.
- Eleftheriou, A., McIntyre, A.D., 2005. Methods for the study of marine benthos, third ed. In: Blackwell Science Ltd. (Ed.), Blackwell Publishing Company, Oxford, pp. 198–199.

- Ellis, J., Rogers, S., 2000. The distribution, relative abundance and diversity of echinoderms in the English Channel, Bristol Channel, and Irish Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 80, 127–138.
- Feller, J.D., Vecchione, M., 1995. Assessing habitat use by nekton on the continental slope using archived videotapes from submersibles. *Fishery Bulletin* 93, 262–273.
- Folk, R.L., 1954. The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature. *Journal of Geology* 62, 344–359.
- Frontier, S., Davoult, D., Gentilhomme, V., Lagadeuc, Y., 2001. *Statistiques pour les sciences de la vie et de l'environnement*. Dunod (Ed.), Paris.
- Garcia, C., Chardy, P., Dewarumez, J.M., Dauvin, J.C., 2011. Assessment of benthic ecosystem functioning through trophic web modelling: the example of the eastern basin of the English Channel and the Southern Bight of the North Sea. *Marine Ecology an evolutionary perspective* 32 (Suppl. 1), 72–86.
- Gentil, F., 1976. Distribution des peuplements benthiques en Baie de Seine. PhD Thesis, Université Paris VI, France.
- Gentil, F., Cahioch, L., 1997. Les biocénoses subtidales macrobenthiques de la Manche, conditions écologiques et structure générale. In: Dauvin J.C. (édit.), 1997. Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives, MNHN, Paris, pp. 68–78.
- Ghertsov, K., 2002. Structure spatio-temporelle des peuplements macrobenthiques de la baie de Seine à plusieurs échelles d'observation. PhD thesis, Université des Sciences et Technologies de Lille, France.
- Gouin, F., Davoult, D., Richard, A., 1995. Role of a dense bed of *Ophiotrix fragilis* (Abildgaard) in the transfer of heavy metals at the water-sediment interface. *Marine Pollution Bulletin* 30, 736–741.
- Greathead, C.F., Donnan, D.W., Mair, J.M., Saunders, G.R., 2007. The sea pens *Virgularia mirabilis*, *Pennatulid phosphoreus* and *Funiculina quadrangularis*: distribution and conservation issues in Scottish waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87, 1095–1103.
- Hily, C., 1991. Is the activity of benthic suspension feeders a factor controlling water quality in the Bay of Brest. *Marine Ecology Progress Series* 69, 179–188.
- Holme, N.A., 1984. Fluctuations of *Ophiotrix fragilis* in the Western English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 64, 351–378.
- Holme, N.A., McIntyre, A.D., 1984. *Methods for the Study of Marine Benthos*. Blackwell Scientific Publications, London, UK, p. 372.
- Jones, D.O.B., Wigham, B.D., Hudson, L.R., Bett, B.J., 2007. Anthropogenic disturbance of deep-sea megabenthic assemblages: a study with remotely operated vehicles in the Faroe-Shetland Channel, NE Atlantic. *Marine Biology* 151, 1731–1741.
- Jorgensen, L.L., Renaud, P.E., Cochrane, S. K.J., 2011. Improving benthic monitoring by combining trawl and grab surveys. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1183–1190.
- McIntyre, N.A., 1971. Deficiency of gravity corers for sampling meiobenthos and sediments. *Nature* 231, 260.
- Méar, Y., Poizat, E., Murat, A., Lesueur, P., Thomas, M., 2006. Fine-grained sediment spatial distribution on the basis of a geostatistical analysis: example of the eastern Bay of the Seine (France). *Continental Shelf Research* 26, 2335–2351.
- Mees, J., Jones, M.B., 1997. The hyperbenthos: a review. *Oceanography and Marine Biology an Annual Review* 35, 221–255.
- Migné, A., Davoult, D., 1997. Distribution quantitative de la macrofaune benthique du peuplement des cailloux dans le détroit du Pas de Calais, Manche orientale, France. *Oceanologica Acta* 20, 453–460.
- Scherrer, B., 1984. *Biostatistique*, Gaëtan Morin (Ed.), Montréal.
- Summers, A.C., Nybekken, J., 2000. Brittle star distribution patterns and population densities on the continental slope of central California (Echinodermata: Ophiuroidea). *Deep Sea Research II* 47, 1107–1137.
- Warner, G.F., 1971. On the ecology of a dense bed of the brittle-star *Ophiotrix fragilis*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 51, 267–282.

Résumé : Habitats benthiques marins du bassin oriental de la Manche : Enjeux écologiques dans le contexte d'extraction de granulats marins

Les variations naturelles de la communauté macrobenthique des sédiments grossiers ont été étudiées pendant une période de quatre ans dans le contexte d'une demande de concession pour l'extraction des granulats marins dans les gisements des paléovallées du bassin oriental de la Manche. Six campagnes ont été réalisées, deux fois par an (mi-avril et mi-août : pré- et post-recrutement) en 2007, 2009 et 2010. Le jeu de données ainsi obtenu a permis d'une part de montrer que cette communauté benthique présentait une remarquable constance au cours du temps et d'autre part d'apporter de nouveaux éléments de connaissance à la typologie des habitats benthiques des sédiments grossiers du large (EUNIS). Une étude complémentaire sur les caractéristiques fonctionnelles a ensuite permis de montrer que cette communauté benthique présentait de fortes capacités de résistance aux perturbations physiques du milieu, mais des capacités de résilience plus modérées. Ces informations sur la structure et le fonctionnement de la communauté benthique ont permis d'émettre des hypothèses sur les conséquences d'une extraction de granulats marins sur ce site. A partir de cette étude, une gestion adaptative de cette activité anthropique a été proposée par la mise en place d'un protocole de suivi biosédimentaire répondant aux enjeux écologiques associés aux dragages des sédiments marins. Les résultats ainsi obtenus seront, par ailleurs, un apport substantiel à la compréhension scientifique des effets des dragages si la concession était autorisée par les autorités françaises.

Mots clefs : communautés benthiques, granulats marins, Bassin oriental de la Manche, paléovallées, résistance, résilience, impacts anthropiques, habitats EUNIS.

Abstract: Marine Benthic Habitats in the Eastern English Channel: Ecological issues in the context of aggregate extraction.

The natural variation in the coarse sediment benthic community was investigated over a four-year period in the context of an aggregate extraction licence project in the eastern Channel paleovalley deposits. Six surveys were conducted: twice a year (mid-April: pre- recruitment and the end of August: post-recruitment) in 2007, 2009 and 2010. The data set obtained shows on one hand that the coarse sediment of the benthic community of the eastern English Channel paleovalleys presents an outstanding constancy over time and on another hand, it brings out new pieces of knowledge on benthic habitat typology in offshore coarse sediments (EUNIS). A complementary study on functional features showed that this benthic community has a high resistance to physical disturbance, but lower resilience. This knowledge on benthic community structure and functioning allowed the making of assumptions on the consequences of marine aggregate extraction at this site. An adaptive management of this human activity has then been proposed by the implementation of a benthic monitoring responding to ecological issues associated with marine sediment dredging. Results obtained during this study will also be a substantial input to scientific understanding of dredging impacts should the licence be delivered by French authorities.

Keywords: benthic communities, marine aggregate, eastern English Channel, paleovalleys, resistance, resilience, human impact, EUNIS habitats.
