



HAL
open science

Approche écosystémique d'un futur parc éolien en Manche orientale : exemple du site de Dieppe-Le Tréport

Jean-Philippe Pezy

► To cite this version:

Jean-Philippe Pezy. Approche écosystémique d'un futur parc éolien en Manche orientale : exemple du site de Dieppe-Le Tréport. Ecologie, Environnement. Normandie Université, 2017. Français. NNT : 2017NORMC262 . tel-01919756

HAL Id: tel-01919756

<https://normandie-univ.hal.science/tel-01919756>

Submitted on 12 Nov 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Normandie Université

THESE

Pour obtenir le diplôme de doctorat

Spécialité : *Sciences de l'Univers*

Préparée au sein de l'Université de Caen Normandie

Approche écosystémique d'un futur parc éolien en Manche orientale : exemple du site de Dieppe – Le Tréport

**Présentée et soutenue par
Jean-Philippe PEZY**

Thèse soutenue publiquement le 28/11/2017
devant le jury composé de

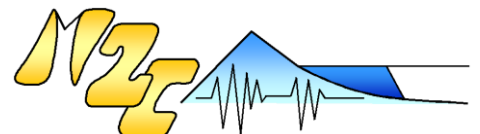
Mr Eric THIEBAUT	Professeur des Universités, Université Pierre et Marie Curie	Rapporteur
Mr Benoit SAUTOUR	Professeur des Universités, Université de Bordeaux	Rapporteur
Mme Anik BRIND'AMOUR	Chercheuse, Ifremer Nantes	Examinateur
Mr Steven DEGRAER	Chercheur HDR, Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Bruxelles	Examinateur
Mme Nathalie NIQUIL	Directrice de recherche CNRS, Université de Caen Normandie	Examinateur
Mr Jean-Claude DAUVIN	Professeur des Universités, Université de Caen Normandie	Directeur de thèse

Thèse dirigée par Jean-Claude DAUVIN, laboratoire M2C

Invité : Mr Romain Guesdon, Responsable Environnement, Eoliennes en mer

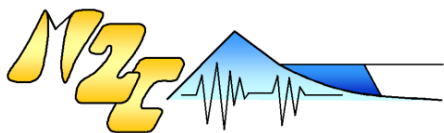


UNIVERSITÉ
CAEN
NORMANDIE





Ce travail a été financé par l'entreprise Eoliennes en mer Dieppe-Le Tréport (EMDT) dans le cadre d'une bourse de thèse CIFRE et en collaboration avec le CNRS et le laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière de Caen.



Remerciements

Le sujet de cette thèse s'inscrit dans les projets de développement des énergies marines renouvelables, notamment sur les éoliennes en mer. Cette activité humaine étant nouvelle en mer, il était important d'envisager une approche globale nouvelle la plus complète possible afin de mieux appréhender le fonctionnement de l'écosystème au niveau de cette nouvelle activité en mer. Pour cela, ce projet a nécessité une approche pluridisciplinaire qui m'a permis de travailler en collaboration avec de nombreuses personnes.

Tout d'abord je tiens à remercier mon directeur de thèse, Jean-Claude Dauvin. Merci pour la confiance que vous n'avez accordée durant ces six dernières années.

Je remercie également mes responsables au sein de l'entreprise « Eoliennes en mer de Dieppe-Le Tréport », Romain Guesdon et Thomas Bordron qui ont toujours répondu à mes questions même si la distance entre Montpellier et Caen est grande. Merci d'avoir soutenu ma thèse sous la forme d'une bourse CIFRE.

Je remercie aussi les deux rapporteurs qui ont accepté de prendre du temps pour lire et juger ce mémoire : Eric Thiébaud et Benoit Sautour. Je remercie également Eric Thiébaud de m'avoir apporté ses connaissances lors du comité de thèse. Je remercie également les trois examinateurs qui ont aimablement accepté de juger mon travail : Anik Brind'Amour, Nathalie Niquil et Steven Degraer.

Je tiens à remercier mes co-auteurs Aurore Raoux qui m'a aidée lors de la réalisation des neuf modèles Ecopath de ma zone d'étude ainsi que pour les analyses isotopiques et son parler « British ». Merci à Alexandrine Baffreau pour l'aide à la détermination des syllidés et la cartographie.

L'écologie marine, c'est une science de terrain afin d'observer en direct ce qu'il se passe et donc réaliser des prélèvements et des mesures en mer. Je remercie pour la partie échantillonnage en mer, Olivier Meslin le Bail, capitaine du Celtic Warrior avec son matelot Oswald Lievrouw. Malgré des problèmes techniques de bateau (traîneau trop imposant, treuil en panne, moteur en panne, tempête...) on a su rebondir et faire l'ensemble des prélèvements. A tout ceux qui ont bien voulu m'accompagner en mer et affronter le mal de

mer, je remercie Aurore Raoux, Noémie Baux, Aurélie Foveau (et son aide dans la détermination de l'épifaune sessile), Jean-Claude Dauvin, Quentin Bachelet et Corentine Piton.

Je remercie enfin l'ensemble des personnels du M2C, notamment Coralie Thouroude et Carole Brunaud pour leurs travail concernant les analyses granulométriques.

Je remercie Nicolas Goascoz et Joël Vigneau du centre Ifremer de Port en Bessin pour le prêt du chalut à perche de 3 m.

Je remercie Eric Lecuyer de la station marine de Wimereux pour son aide lors de la récupération du traîneau suprabenthique à Boulogne sur mer.

Sommaire

Introduction générale	1
1. Les Energies Marines Renouvelables (EMR)	3
1.1 Les futurs parcs éoliens en Manche	4
1.2 La zone de Dieppe-Le Tréport	4
2. Contexte général de la Manche	5
3. Hydrogéomorphologie	6
3.1 La géologie de la Manche	6
3.2 Hydrologie/Hydrodynamisme	7
3.3 Profondeur et zonation thermique	8
4. Couverture sédimentaire en Manche	9
5. Les activités humaines en Manche	11
6. Contexte de la Manche Est	16
6.1 Habitat physique EUNIS.....	16
6.2 Communautés macrobenthiques et habitat EUNIS	17
6.3 Structure et fonctionnement du réseau trophique.....	19
7. Contexte biocénotique de la Manche orientale	21
7.1 Les travaux historiques.....	22
7.2 Les campagnes plus récentes	23
7.3 Evolution entre la situation 1971-1976 à 2006-2007.....	23
8. Problématique de la thèse	24

Chapitre 1 : Stratégie d'échantillonnage et de traitement des données.....	29
1. Définition des différents groupes composant le « Benthos »	31
2. Les campagnes d'échantillonnage.....	33
2.1 Campagne 1 : été 2014.....	33
2.2 Campagne 2 : hiver 2015	34
2.3 Campagne 3 : été 2015.....	34
2.4 Campagne 4 : hiver 2016	34
2.5 Campagne 5 : juillet 2016	34
3. Prospection en mer	34
3.1 Prospection à la benne	34
3.1.1 Le Benthos	34
3.1.2 La granulométrie	36
3.1.3 La méiofaune	37
3.1.4 La matière organique	38
3.2 Prospection dans la colonne d'eau.....	38
3.2.1 Le suprabenthos	38
3.2.2 Le zooplancton	40
3.2.3 La sonde CTD	41
3.3 Prospection dans la couche d'eau adjacente au fond.....	42
3.3.1 Prospection au chalut à perche.....	42
3.3.2 Prospection avec traîneau photographique/vidéographique	44
4. Travail de laboratoire	45
4.1 Analyses granulométriques	45
4.2 Analyse de la macrofaune benthique.....	46
4.2.1 Le tri.....	46

4.2.2	La détermination	47
4.2.3	Les biomasses	48
4.3	Analyse de la mégafaune et des contenus stomacaux	48
4.4	Analyse de l'holosuprabenthos	48
4.5	Analyse du zooplancton.....	49
4.6	Analyse de la méiofaune	49
4.7	Analyse de la Matière Organique	49
5.	Analyses des données.....	50
5.1	Les abondances.....	51
5.2	Les biomasses	51
5.3	La richesse taxonomique	51
5.4	L'indice de Shannon-Weaver.....	51
5.5	L'indice de Piélou.....	52
5.6	Indice biotique : AMBI	53
5.7	Indice biotique modifié : M-AMBI	54
5.8	Indice BO2A	55
5.9	Analyses multivariées : Classification Ascendante Hiérarchique	55
5.10	Constance, Fidélité, classification biocénotique et indice Indval	56
6.	Analyse isotopiques.....	59
6.1	Préparation des échantillons	60
6.1.1	Organe analysé.....	60
6.1.2	Lyophilisation	61
6.1.3	Le broyage	61
6.1.4	Spectrophométrie	61
7.	Modélisation des réseaux trophiques : Ecopath with Ecosim	61

Chapitre 2 : Compartiments biologiques	65
1. Conditions hydrologiques	67
2. Le zooplancton	69
3. La couverture sédimentaire	70
4. La Matière organique	78
5. La méiofaune	79
5.1 Zone de Dieppe – Le Tréport	79
5.2 Comparaison des valeurs mesurées par rapport à d'autres études en Manche	81
6. L'holosuprabenthos	84
6.1 Contexte.....	84
6.2 Composition faunistique et richesse spécifique générale de l'holosuprabenthos ...	86
6.3 Richesse spécifique, abondance et biomasse	89
6.4 Comportement migratoire	91
6.5 Comparaison des valeurs mesurées avec d'autres études en Manche	95
6.5.1 Richesse spécifique	97
6.5.2 Abondance	97
6.5.3 Biomasse	98
6.5.4 Compartement migratoire	99
7. Le benthos	101
7.1 Le benthos dénombrable.....	101
7.1.1 Diversité taxonomique	102
7.1.2 Abondance	105
7.1.3 Biomasse	110
7.1.4 Catégories du benthos	113
7.1.5 Indice de diversité et d'équitabilité	121

7.1.6	AMBI	124
7.1.7	Groupe écologique	126
7.1.8	M-AMBI	127
7.1.9	BO2A.....	128
7.2	Le benthos non dénombrable	130
7.2.1	Prélèvements à la benne Van Veen	130
7.2.2	Prélèvements au chalut à perche.....	132
7.2.3	Comparaison des deux méthodes de prélèvements	134
7.3	La mégafaune dispersée	135
7.3.1	Prélèvement au chalut à perche	135
7.3.2	Comparaison à la benne Van Veen	136
8.	Paysage sous-marin	139
9.	Trois espèces particulières	141
9.1	L'amande de mer <i>Glycymeris glycymeris</i>	141
9.2	La palourde rose <i>Polititapes rhomboides</i>	144
9.3	Le céphalocordé <i>Branchiostoma lanceolatum</i>	146
10.	Assemblages faunistiques : matrice unique annuelle (moyenne C1, C2, C3, C4) 148	
10.1	Transformation Log ₁₀ (abondance +1).....	149
10.2	Transformation racine carrée (Square root) Biomasse et en Présence/Absence	150
10.3	Les sédiments grossiers	150
10.4	Les sables moyens.....	151
11.	Description des habitats selon la Typologie EUNIS	152
12.	Analyse des traits biologiques	153
12.1	Choix des traits biologiques	154

12.1.1	Traits morphologiques	154
12.1.2	Traits écologiques.....	155
12.1.3	Traits d'histoire de vie	157
12.2	Analyse des traits biologiques	157
12.3	Résultats.....	159
12.3.1	Analyse des stations	159
12.3.2	Analyse des espèces	162
12.3.3	Les groupes fonctionnels : synthèse de l'analyse des stations et des espèces	166
13.	Comparaison avec les données antérieures sur le site	168
13.1	Richesse taxonomique et Abondance.....	169
13.2	Comparaison richesse taxonomique et abondance entre les données 2008-2010 et celles de 2014-2016.	170
13.3	Assemblages faunistiques issus In Vivo	171
13.4	Comparaison assemblage faunistique In Vivo avec mon étude	173
13.4.1	Transformation en Présence/Absence et Transformation en Log(abondance+1)	174
14.	Discussion.....	177
14.1	Les sédiments « grossiers »	179
14.2	Les sédiments « fins - moyens »	187

Chapitre 3 : Fonctionnement et structure du réseau trophique du futur parc éolien de Dieppe – Le Tréport193

1. Les stocks de proies benthiques.....196

1.1 Eté..... 196

1.2 Hiver..... 198

1.3 Comparaison été/hiver 200

2. Les prédateurs : la faune démersale200

2.1 Composition et répartition de la faune ichthyologique 202

2.2 Régime alimentaire..... 204

2.3 Prise de nourriture..... 209

2.4 Disponibilité de l'holosuprabenthos 214

2.5 Lien biomasse des proies disponible – consommation..... 216

2.5.1 Biomasse saisonnière 217

2.5.2 Consommation saisonnière..... 218

2.5.3 Proportion des stocks consommés 219

2.5.4 Récapitulatif 220

3. Analyses isotopiques222

3.1 Les poissons démersaux 222

3.2 Le benthos 225

4. Modélisation Ecopath227

4.1 Construction des modèles 227

4.1.1 Compartiment céphalopode 228

4.1.2 Compartiment poisson..... 228

4.1.3 Compartiment benthique..... 229

4.1.4 Compartiments suprabenthiques 229

4.1.5	Compartiment méiofaune.....	230
4.1.6	Compartiment zooplanctonique	230
4.1.7	Compartiments bactérien, phytoplanctonique et détritique	230
4.2	Résultats	231
4.2.1	Biomasses.....	231
4.2.2	Niveaux trophiques	233
4.2.3	Structure et fonctionnement de l'écosystème	234
4.3	Fonctionnement d'un futur parc éolien comparé à celui du bassin oriental de la Manche à l'échelle de l'année.....	237
4.4	Lien analyses isotopiques et modèles Ecopath	244
4.5	Discussion	246
4.5.1	Limites du modèle	248

Chapitre 4 : Discussion générale et perspectives	255
1. Evolution de l'écologie marine en Manche	257
2. Le benthos : indicateur de stabilité de l'écosystème ?	260
3. Les effets d'un futur parc éolien	262
4. Le futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport : un observatoire de la Manche orientale ?.....	264
5. L'approche écosystémique	266
6. Protocole de suivi	268
6.1 Protocole de suivi des substrats meubles à l'échelle du parc.....	269
6.1.1 Localisation.....	269
6.1.2 Engins de prélèvement utilisés	270
6.1.3 Périodicité	270
6.2 Protocole de suivi des substrats meubles à l'échelle de l'éolienne	271
6.2.1 Localisation.....	271
6.2.2 Engins de prélèvement utilisés	272
6.2.3 Périodicité	272
6.3 Propositions de suivi de l'effet récif (communautés benthiques des substrats durs).	274
6.3.1 Localisation.....	274
6.3.2 Engins de prélèvement utilisés	275
6.3.3 Périodicité	275
6.4 Proposition de suivis des communautés suprabenthiques.....	276
6.4.1 Localisation.....	276
6.4.2 Engin de prélèvement utilisés	276
6.4.3 Périodicité	277

6.5	Approche écosystémique : coordination avec les autres compartiments.....	277
6.5.1	Faune pélagique et ressources halieutiques.....	277
6.5.2	Mammifères marins	277
6.6	Lien entre substrats meubles et substrats durs : ENA et ratios comme indicateur de changement.....	278
6.7	Les EMR sont –elles un cumul d’activité en mer ?	280
	Conclusion	281
	Bibliographie.....	285
	Annexe.....	313

Liste des Tableaux

Introduction

Tableau 1 : Evolution de la surface (en km ²) des différents types sédimentaires entre la situation de 1971-1976 et 2006-2007 (d'après Foveau, 2009).....	23
---	----

Chapitre 1

Tableau 2 : Récapitulatif des acquisitions photographiques (entre parenthèse le nombre de photos pour la station).....	44
Tableau 3 : Série des 33 tamis utilisée pour la granulométrie en µm.....	46
Tableau 4 : Interprétation des valeurs de N.....	51
Tableau 5 : Interprétation des valeurs de H' (d'après Vincent et al., 2002).....	52
Tableau 6 : Equivalence entre les valeurs de l'AMBI et les différents états écologiques définis par la Directive Cadre Eau (d'après Borja et al., 2000, 2004).	53
Tableau 7 : Valeurs de référence pour le calcul du M-AMBI selon l'habitat.	54
Tableau 8 : Equivalences entre les valeurs du M-AMBI et les différents états écologiques. ..	54
Tableau 9 : Equivalence entre les valeurs du BO2A et les différents états écologiques (Dauvin et al., 2016).....	55
Tableau 10 : Interprétation des valeurs de C.....	57
Tableau 11 : Interprétation des valeurs de F	57
Tableau 12 : Tableau de classification biocénotique (d'après Retière, 1979 et Dajoz, 1975).	58

Chapitre 2

Tableau 13 : Principales caractéristiques hydrologiques de la zone d'étude durant l'été et l'hiver.....	67
Tableau 14 : Abondance (nombre d'individus pour 100 m ³) et biomasse (g PSLC pour 100 m ³) de l'holoplancton et méroplancton en été et en hiver.....	69

Tableau 15 : Résultats granulométriques de chaque station regroupée selon trois fractions sédimentaires principales pour les quatre campagnes.	71
Tableau 16 : Textures sédimentaires des différentes stations sur les quatre campagnes et sur la période C1-C4 (sur les quatre campagnes) avec le type sédimentaire final d'après le diagramme de Folk (1954).	72
Tableau 17. Surface des différents types sédimentaires du parc et de la zone étendue.....	77
Tableau 18 : Biomasse (en g PSLC.m ⁻²) entre les saisons et annuellement pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.....	79
Tableau 19 : Biomasse en g de PSLC par m ² de la méiofaune de différents sites en Manche	83
Tableau 20 : Richesse spécifique et densité moyenne pour 100 m ³ de l'holosuprabenthos durant l'hiver et l'été sur les graviers ensablés et les sables moyens.	86
Tableau 21 : Récapitulatif de l'abondance pour 100 m ³ des sept principales espèces holosuprabenthiques présentes dans les graviers ensablés et les sables moyens durant l'hiver, l'été et l'année.....	87
Tableau 22 : Coefficient d'activité natatoire K ₁ , K ₂ , K ₃ des principales espèces de la faune holosuprabenthique collectées durant les quatre campagnes de jour et de nuit sur les deux types sédimentaires avec indication des groupes natatoires.....	92
Tableau 23 : Nombre d'espèces par site (S), Abondance (A) en nombre d'individus pour 100 m ³ et biomasse (B) en g PSLC pour 100 m ³ pour l'holosuprabenthos collecté sur 15 sites en Manche (Dauvin et al., 2000, 2008).	96
Tableau 24. Liste des sept principales espèces collectées sur le site d'étude de Dieppe-Le Tréport (sG : graviers ensablés et S : sables moyens) comparé aux 13 sites présents en Manche. Les abondances sont transformées en classe d'abondance tel que «-» pour abondance < 1 ind.100 m ⁻³ , «1» : 1-5 ind.100 m ⁻³ , « 2 » : 5,1-20 ind.100 m ⁻³ , « 3 » : 20,1-100 ind.100 m ⁻³ , « 4 » : 100,1-500 ind.100 m ⁻³ , « 5 » : > 500 ind.100 m ⁻³	99
Tableau 25 : Nombre total de taxons pour les quatre campagnes.....	102
Tableau 26 : Richesse taxonomique entre les saisons et annuellement pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.....	103
Tableau 27 : Abondance totale pour les quatre campagnes (total de 125 réplicats par campagne).....	105
Tableau 28 : Abondance (nombre individus par m ²) entre les saisons et annuellement pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.....	106

Tableau 29 : Récapitulatif de l'abondance avec écart-type des 10 principales espèces benthiques présentes sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens durant l'hiver, l'été et l'année en nombre d'individus par m ²	109
Tableau 30. Biomasse avec écart-type (en g de Poids Sec Libre de Cendres par m ²) entre les saisons et annuellement pour les trois types sédimentaires.....	110
Tableau 31 : Récapitulatif de la biomasse des 10 principales espèces benthiques présentes dans les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens durant l'hiver, l'été et l'année en g de Poids Sec Libre de Cendres (PSLC) par m ²	112
Tableau 32 : Nombre de taxa composant l'endofaune, l'holosuprabenthos, l'épifaune vagile et sessile au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens en été et hiver.....	114
Tableau 33 : Résultats d'ANOVA à un facteur (type sédimentaire) avec tests de Tukey pour l'endofaune, l'holosuprabenthos, l'épifaune sessile et vagile au niveau de la richesse spécifique, abondance et biomasse durant l'été (C1 et C3) (ddl : degré de liberté, F : loi de Fisher ; p : probabilité)	117
Tableau 34 : Résultats d'ANOVA à un facteur (type sédimentaire) avec tests de Tukey pour l'endofaune, l'holosuprabenthos, l'épifaune sessile et vagile au niveau de la richesse spécifique, abondance et biomasse durant l'hiver (C2 et C4) (ddl : degré de liberté, F : loi de Fisher ; p : probabilité).	120
Tableau 35 : Valeurs moyennes, minimum et maximum de l'indice de Shannon (H') et de Piélou (J') des campagnes C1 (été 2014, C2 (hiver 2015), C3 (été 2015) et C4 (hiver 2016).....	121
Tableau 36 : Indice de diversité (H') et d'équitabilité (J') entre les saisons et annuellement pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.	121
Tableau 37 : Indice AMBI entre les saisons pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.....	124
Tableau 38 : Indice M-AMBI entre les saisons pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.....	127
Tableau 39 : Indice BO2A entre les saisons pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.....	128
Tableau 40 : Richesse taxonomique totale et abondance de la mégafaune obtenues à partir des prélèvements du chalut à perche sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens durant l'été et l'hiver.	135

Tableau 41 : Abondance des dix principales espèces de mégafaune obtenues à partir des prélèvements du chalut à perche sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens durant l'été et l'hiver en nombre par m ²	136
Tableau 42 : Comparaison des abondances par m ² entre les prélèvements au chalut à perche et à la benne Van Veen pour les 42 espèces mégabenthiques obtenues pour les prélèvements du chalut à perche au sein des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens pour l'ensemble des quatre campagne (en gras les espèces uniquement présentes dans les prélèvements du chalut à perche).	137
Tableau 43 : Comparaison des abondances par m ² entre les prélèvements au chalut à perche et à la benne Van Veen pour les 23 taxa mégabenthiques appartenant à l'épifaune vagile obtenues pour les prélèvements du chalut à perche au sein des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens pour l'ensemble des quatre campagne (en gras les espèces uniquement présentes dans les prélèvements du chalut à perche).	138
Tableau 44 : Ordre décroissant (du haut vers le bas) des 14 espèces contribuant le plus à la similarité totale pour l'assemblage des sédiments grossiers par l'analyse SIMPER sur les abondances et les biomasses (Cc : Contributions cumulées).	151
Tableau 45. Ordre décroissant (du haut vers le bas) des 14 espèces contribuant le plus à la similarité totale pour l'assemblage des sables moyens par l'analyse SIMPER sur les abondances et les biomasses (Cc : Contributions cumulées).....	152
Tableau 46 : Traits morphologiques avec modalités et abréviations correspondantes.....	155
Tableau 47 : Traits écologiques avec modalités et abréviations correspondantes.	155
Tableau 48 : Traits d'histoire de vie avec modalités et abréviations correspondantes.	157
Tableau 49 : Résultat des stations, modalités dominantes, du nombre de taxa et des taxa représentant 80 % de la contribution cumulées en ordre décroissant composant les groupes A, B et C.	161
Tableau 50 : Résultat des modalités dominantes, du nombre de taxa et des taxa représentant 80 % de la contribution cumulée en ordre décroissant composant les groupes 1, 2, 3 et 4.	165
Tableau 51 : Comparaison des richesses taxonomique moyennes avec écart-type et des abondances moyenne avec écart-type par m ² entre les données In Vivo et mon étude pour la même période de l'année (l'été).....	170

Tableau 52 : Ordre décroissant (du haut vers le bas) des sept espèces contribuant le plus aux deux assemblages des données IN VIVO par l'analyse SIMPER pour les données d'abondance (Cc : Contributions cumulées).	172
Tableau 53 : Ordre décroissant (du haut vers le bas) des sept espèces contribuant le plus à la comparaison des données In Vivo/C1-C3 obtenus par l'analyse SIMPER (Cc : Contributions cumulées).	174
Tableau 54 : Répartition du nombre d'espèces par groupe zoologique rencontrés sur les graviers ensablés (sG) et les sables graveleux (gS) dans la Manche pour des sites échantillonnés à la benne et tamisés sur 1 mm (F : Dieppe-Le Tréport ; J : baie de Seine ; PER Granulats du Havre ; A : Morlaix).....	182
Tableau 55 : Répartition du nombre d'espèces par groupes zoologique rencontré sur les sédiments grossiers dans des sables à Amphioxus en dehors de la Manche pour des sites échantillonnés à la benne et tamisés sur 1 mm (G : Tai Long Wan ; H : Pak Lap Wan ; I : baie de Thermaikos) (nd : non disponible).	183
Tableau 56 : Récapitulatif des abondances et biomasses par m ² tamisées sur 1 mm pour les sédiments grossiers en Manche et dans le monde (sG : graviers ensablés, gS : sables graveleux ; S : sable ; PS : Poids Sec ; PSLC : Poids Sec Libres de Cendres ; nd : non disponible).	185
Tableau 57 : Abondances par m ² des céphalocordés appartenant au genre Branchiostoma dans les sédiments grossiers dans le monde (sG : graviers ensablés, gS : sables graveleux ; lettre devant les sites pour localisation sur la figure 94).	186
Tableau 58 : Répartition du nombre d'espèces par groupe zoologique rencontré sur les sables moyens dans la Manche et le sud de la mer du Nord pour des sites échantillonnés à la benne et tamisés sur 1 mm (avec les mois en chiffre) (chiffre après les sites voir figure 95).	188
Tableau 59 : Récapitulatif des abondances et biomasses par m ² tamisées sur 1 mm pour les sables moyens en Manche et sud de la mer du Nord (avec les mois sont en chiffre ; PSLC : Poids Sec Libres de Cendres ; PS : Poids Sec) (lettre devant les sites pour localisation à la figure 78).	190

Chapitre 3

Tableau 60 : Nombre d'individus des espèces démersales pêchées sur les graviers ensablés (sG), les sables graveleux (gS) et les sables moyens (S) pour les 12 espèces retenues.	202
Tableau 61 : Récapitulatif de la présence des principales espèces démersales sur les graviers ensablés (sG ; bleu), les sables graveleux (gS ; orange) et les sables moyens (S ; jaune) durant l'été et l'hiver (les couleurs correspondent à la présence de l'espèce sur l'habitat sédimentaire).	203
Tableau 62 : Localisation des zones d'alimentation des espèces démersales selon leurs zones de capture au niveau des graviers ensablés (sG), des sables graveleux (gS) et des sables moyens (S) (le rose pour les espèces sur les graviers ensablés, en orange pour les sables graveleux et en jaune pour les sables moyens).	210
Tableau 63 : Tableau récapitulatif de l'analyse des contenus stomacaux des espèces démersales (nombre total de proies ingérées et le pourcentage par groupes de proies) aux niveaux des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.	213
Tableau 64 : Tableau du nombre total des neuf proies majoritaires ingérées par les espèces démersales aux niveaux des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.	214
Tableau 65 : Biomasse des proies holosuprabenthiques au niveau de la colonne d'eau et dans le sédiment en été et hiver sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.	215
Tableau 66 : Biomasse en grammes de Poids Sec Libres de Cendre par m ² en hiver et en été au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.	217
Tableau 67 : Consommation en grammes de Poids Sec Libres de Cendres par m ² et en pourcentage pour l'endofaune, l'holosuprabenthos, le mérosuprabenthos, l'holozooplancton, l'épifaune vagile et sessile en hiver et en été sur graviers ensablés, sables graveleux et sables moyens.	218
Tableau 68 : Proportion en % de la biomasse des différents compartiments proies qui est consommée par les espèces démersales en hiver et en été au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.	219
Tableau 69. Effectif et tailles des espèces de poissons démersaux échantillonnés sur les deux ensembles d'habitats.	222

Tableau 70 : Biomasses des différents groupes fonctionnels pour les trois modèles Ecopath de l’hiver et les trois de l’été (C : Consommé ; NC : Non Consommé).....	232
Tableau 71 : Niveaux trophiques des différents groupes fonctionnels pour les six modèles d’hiver et d’été (C : Consommé ; NC : Non Consommé).....	233
Tableau 72 : Indice ENA et ratios pour les six modèles d’hiver et d’été (T.. : Activité totale du système en $gC.m^{-2}.an^{-1}$; A : Ascendance en $gC.m^{-2}.an^{-1}$; FCI : Indice de recyclage en % ; SOI : Indice d’omnivorie du système en % ; Bt : Biomasse totale en $gC.m^{-2}$).....	234
Tableau 73 : Comparaison des indices ENA des trois types sédimentaires du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport à des types sédimentaires similaires en Manche.	241
Tableau 74 : Comparaison des indices ENA du futur parc éolien à ceux de la baie de Seine, Manche orientale et sud de la mer du Nord.....	242
Tableau 75 : Comparaison des ratios du futur parc éolien à ceux de la baie de Seine, Manche orientale et sud de la mer du nord sur les trois habitats sédimentaires.....	243

Chapitre 4

Tableau 76 : Proportion des surfaces de graviers ensablés, sables graveleux et sables moyens au niveau du futur parc éolien et à l’échelle de la Manche orientale.	264
---	-----

Liste des Figures

Introduction

Figure 1 : Principaux secteurs de la Manche (modifié d'après Dauvin, 2012).....	5
Figure 2 : Carte des courants instantanés en Manche (modifié d'après SHOM, 2012).....	8
Figure 3 : Bathymétrie de la Manche (modifié d'après SHOM, 2015).....	9
Figure 4: Carte de la couverture sédimentaire en Manche (modifié d'après Vaslet et al., 1979).	10
Figure 5 : Carte des liaisons maritimes pour le transport de voyageurs en Manche en 2011- 2012 (modifié d'après Turbout, 2013)	11
Figure 6 : Positionnement des câbles sous-marins en Manche en 2015 (modifié d'après Google Earth)	12
Figure 7 : Positionnement des sites de productions énergétiques côtiers et d'extraction de granulats. (modifié d'après Atlas Transmanche à la date du 01/09/2017)	15
Figure 8 : Carte des habitats physiques selon la typologie EUNIS dans le bassin oriental de la Manche (modifié d'après Hamdi et al., 2010).	17
Figure 9 : Carte des communautés macrobenthiques dans le bassin oriental de la Manche (modifié d'après Cabioch et al, 1978).	19
Figure 10 : Localisation des types sédimentaires selon la classification de Folk (1954) pour la période 1971-1976 (modifié d'après Foveau, 2009).....	22
Figure 11 : Localisation des types sédimentaires selon la classification de Folk (1954) pour la période 2006-2007(modifié d'après Foveau, 2009).	23

Chapitre 1

Figure 12 : Catégories du benthos et du pélagos vivant dans le sédiment, la couche suprabenthique et la colonne d'eau.	32
Figure 13 : Navire Celtic warrior.....	33
Figure 14 : Carte des stations de benthos (en bleu) au sein du périmètre du parc éolien (en noir) sur un fond de carte marine IGN.	35

Figure 15 : Benne Van Veen (A), tamisage (B), fixation au formol (C) et ensemble des échantillons (D).	36
Figure 16 : Carte des stations de granulométrie (en bleu) au sein du périmètre du parc éolien (en noir) sur un fond de carte marine IGN.....	37
Figure 17 : Traîneau suprabenthique Macer-Giroq	39
Figure 18 : Carte des stations du suprabenthos (en rouge).....	40
Figure 19 : Filet zooplanctonique WP2 de maille 200 µm.	41
Figure 20 : Sonde CTD de type Seabird 25.	41
Figure 21 : Chalut à perche de 3 m lors de la mise à l'eau et du vidage.....	43
Figure 22 : Traits de chalutage.	43
Figure 23 : Traîneau vidéo/photo de G-Tec.	44
Figure 24 : Stations réalisées avec le traineau G-Tec pour les photos et vidéos.....	45
Figure 25 : Illustration de l'enrichissement en isotopes de formes lourdes à chaque niveau trophique.....	59
Figure 26 : Présentation des trois outils numériques de la suite « Ecopath with Ecosim ». Le projet présenté ici repose sur le premier indice de l'analyse des réseaux écologiques	63

Chapitre 2

Figure 27 : Comparaison de la température, turbidité, oxygène et fluorescence entre l'hiver et l'été sur la zone d'étude.....	68
Figure 28 : Diagramme triangulaire de Folk sur la classification sédimentaire et son codage (Folk, 1954).....	73
Figure 29 : Localisation par station des quatre types sédimentaires issus de la classification de Folk pour la période 2014 – 2016 (sG Gravieres ensablés ; gS : Sables graveleux ; (g)S : Sables légèrement graveleux, S : Sables moyens).....	75
Figure 30 : Extrapolation de la couverture sédimentaire du site d'étude à une zone étendue grâce à la carte sédimentaire de la Manche orientale (sG : Gravieres ensablés ; gS : Sables graveleux ; S : Sables moyens). (A : types sédimentaires par station sur les quatre campagnes ; B : découpage des trois habitats sédimentaires du parc selon les données stationnelles ; C : superposition de la carte sédimentaire issue de MABEMONO ; D : Traçage de lignes	

correspondant aux types sédimentaires de MABEMONO au niveau du périmètre étendu ; E : Homogénéisation des deux cartes en lien avec les données stationnel présent dans le périmètre étendu).....	76
Figure 31 : Teneur en matière organique des différentes stations pour les quatre campagnes pour les trois habitats.	78
Figure 32 : Biomasse (g PSLC.m ⁻²) de la méiofaune des différentes stations pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.	80
Figure 33 : Evolution de la biomasse (g PSLC.m ⁻²) de la méiofaune sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens entre l'été et l'hiver.	80
Figure 34 : Localisation des sites explorés pour l'étude de la biomasse de la méiofaune en Manche (en bleu) et ceux explorés durant la thèse (en rouge) (1 : Trezen Vraz ; 2 : Plymouth ; 3 Golfe Normanno-Breton ; 4 : Baie de Seine ; 6 : Détroit du Pas-de-Calais ; PN : Pierre Noire).	82
Figure 35 : Localisation des stations suprabenthiques sur les graviers ensablés (sG) et les sables moyens (S).	85
Figure 36 : Fréquence de la richesse spécifique et de la densité des différents groupes holosuprabenthiques dans les sables et les graviers ensablés en été et en hiver.	88
Figure 37 : Migration jour/nuit sur les graviers ensablés et les sables moyens en hiver et en été des espèces appartenant à l'holosuprabenthos.	89
Figure 38 : Migration jour/nuit sur les graviers ensablés et les sables moyens de l'abondance totale (pour 100 m ³) de l'holosuprabenthos.	90
Figure 39 : Migration jour/nuit sur les graviers ensablés et les sables moyens de la biomasse (g PSLC.100m ³) de l'holosuprabenthos.	91
Figure 40 : Fréquence annuelle (%) dans les quatre filets du traineau suprabenthique Macer-GIROQ pour les sept espèces majoritaires de l'holosuprabenthos sur les sables moyens (jaune) et les graviers ensablés (rose).	94
Figure 41 : Localisation des sites explorés pour l'étude du suprabenthos en Manche (en bleu) et ceux explorés durant la thèse (en rouge) (PN : Pierre Noire ; 1 : Trezen Vraz ; 2 : Plymouth ; 3 : Golfe Normanno-Breton ; P : le Palus ; D : Dahouët ; CB : centre baie de St Brieuc ; 4 : baie de Seine ; F : embouchure de la Seine ; 5 & 6 : Détroit du Pas-de-Calais ; StO & StC : Côte d'Opale ; gS & S : Dieppe-Le Tréport).....	95

Figure 42 : Localisation des stations benthiques sur les différents types sédimentaires (sG : graviers ensablés ; gS : Sables graveleux ; S : Sables moyens).....	102
Figure 43 : Richesse taxonomique des différentes stations pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.	104
Figure 44 : Evolution de la richesse taxonomique entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.....	105
Figure 45 : Abondance par saison et station avec écart-type au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.	107
Figure 46 : Evolution de l'abondance entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.....	108
Figure 47 : Biomasse moyenne avec écart-type par station pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.	110
Figure 48 : Evolution de la biomasse entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.....	111
Figure 49 : Répartition des richesses taxonomique totales des taxa composant l'endofaune, l'holosuprabenthos, l'épifaune vagile et l'épifaune sessile sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens durant l'été (point de couleur) et l'hiver (point noir).	113
Figure 50 : Richesse taxonomique moyenne par 0,5 m ² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, épifaune vagile, epifaune sessile sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) durant l'été (C1 et C3) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de TuKey).....	114
Figure 51 : Abondance en nombre d'individus par m ² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, épifaune vagile, epifaune sessile sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) durant l'été (C1 et C3) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de TuKey).....	115
Figure 52 : Biomasse en grammes de poids sec libres de cendres par m ² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, epifaune vagile, epifaune sessile sur les graviers	

ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaunes) durant l'été (C1 et C3) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de TuKey).	116
Figure 53 : Richesse spécifique moyenne par 0,5 m ² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, epifaune vagile, epifaune sessile sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaunes) durant l'hiver (C2 et C4) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de Tukey).	118
Figure 54 : Abondance en nombre d'individus par m ² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, epifaune vagile, epifaune sessile sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaunes) durant l'hiver (C2 et C4) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de TuKey).	119
Figure 55 : Biomasse en grammes de poids sec libres de cendres par m ² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, epifaune vagile, epifaune sessile sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaunes) durant l'hiver (C2 et C4) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de TuKey).	120
Figure 56 : Indice de diversité de Shannon avec écart type pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens (rouge : communauté très peu diversifiée ; orange : communauté peu diversifiée ; jaune : communauté diversifiée ; vert : communauté très diversifiée ; bleu : communauté extrêmement diversifiée).	122
Figure 57 : Indice d'équitabilité de Piélou avec écart type pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.	123
Figure 58 : Evolution de la diversité de Shannon et de l'équitabilité de Piélou entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.	124
Figure 59 : Valeur de l'indice AMBI avec écart type pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens (bleu : très bon état écologique ; vert : bon état écologique).	125

Figure 60 : Evolution de l'indice AMBI entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.....	125
Figure 61 : Proportion des groupes écologique en été et en hiver sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.	126
Figure 62 : Valeur de l'indice M-AMBI avec écart type pour l'été et l'hiver au niveau graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens (rouge : mauvais ; orange : médiocre ; jaune : moyen ; vert : bon ; bleu : très bon).....	127
Figure 63 : Evolution de l'indice M-AMBI entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.....	128
Figure 64 : Valeur de l'indice BO2A avec écart type pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, sables graveleux et sables moyens (bleu : très bon ; vert : bon).....	129
Figure 65 : Evolution de l'indice BO2A entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.....	129
Figure 66 : Richesse taxonomique totale de l'épifaune non dénombrable en été et en hiver sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens prélevés avec la benne Van Veen.....	131
Figure 67 : Diagramme en secteurs du nombre des différents phyla (les chiffres correspondent au nombre de taxa pour chaque phylum) au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux pour l'ensemble des quatre campagnes.	132
Figure 68 : Richesse taxonomique totale de l'épifaune non dénombrable en été et en hiver sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens prélevés avec le chalut à perche.....	133
Figure 69 : Histogramme du nombre des différents phyla (les chiffres correspondent au nombre de taxa pour chaque phylum) au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens pour l'épifaune sessile non dénombrable prélevé au chalut à perche pour l'ensemble des quatre campagnes.	133
Figure 70 : Comparaison entre les richesses taxonomiques de l'épifaune sessile non dénombrable totale des prélèvements à la benne Van Veen avec les prélèvements au chalut à	

perche au sein des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens en été et en hiver.....	134
Figure 71 : Photographie de la surface sédimentaire des graviers ensablés à la station B1e (à gauche) et B11i (à droite).....	139
Figure 72 : Photographie de la surface sédimentaire des sables graveleux à la station B2e (à gauche) et B8i (à droite).....	140
Figure 73 : Photographie de la surface sédimentaire des sables moyens à la station B4e (à gauche) et B15i (à droite).....	140
Figure 74 : Evolution de l'abondance et de la biomasse de <i>Glycymeris glycymeris</i> sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) entre l'été et l'hiver.....	141
Figure 75 : Répartition de l'amande de mer <i>Glycymeris glycymeris</i> en Manche orientale pour la période 1998-2007 avec localisation du site de Dieppe-Le Tréport (d'après Carpentier et al., 2009).....	142
Figure 76 : Histogramme de taille de l'amande de mer <i>Glycymeris glycymeris</i> sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens en été et hiver.	143
Figure 77 : Evolution de l'abondance et de la biomasse de <i>Polititapes rhomboides</i> sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) entre l'été et l'hiver.....	144
Figure 78 : Histogramme de taille de la palourde rose <i>Polititapes rhomboides</i> sur les graviers ensablés et les sables graveleux en été et hiver.	145
Figure 79 : Répartition de la palourde rose <i>Polititapes rhomboides</i> en Manche orientale et baie de Seine pour la période 1998-2007 (d'après Foveau, 2009).....	146
Figure 80 : Evolution de l'abondance et de la biomasse de <i>Branchiostoma lanceolatum</i> sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) entre l'été et l'hiver.....	147
Figure 81 : Répartition du céphalocordé <i>Branchiostoma lanceolatum</i> en Manche orientale pour la période 1998-2007 (d'après Carpentier et al., 2009).	147
Figure 82 : Dendrogramme obtenu à partir de la matrice d'abondance en transformation $\text{Log}_{10}(x+1)$ de la matrice unique selon la similarité de Bray-Curtis.	150
Figure 83 : Analyse multiple en codage flou à partir de la matrice « station x trait ». Représentation des axes 1 et 2.	159

Figure 84 : Dendrogramme de l'analyse multiple en codage flou des stations, avec les groupes A, B et C	160
Figure 85 : Analyse multiple en codage flou à partir de la matrice « espèce x trait ». Représentation des axes 1 et 2.	162
Figure 86 : Dendrogramme de l'analyse multiple en codage flou des espèces, avec les groupes 1, 2, 3, 4 et les sous-groupes 1-1, 1-2 et 1-3.	163
Figure 87 : Contribution relative des groupes d'espèces (1 ; 2-1 ; 2-2 ; 2-3 ; 3 ;4) au sein de chaque groupe de stations (A, B, C).	166
Figure 88 : Carte des stations de benthos de In Vivo repositionnées sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) obtenus dans mes analyses.	168
Figure 89 : Abondance (en bleu) et richesse taxonomique (en orange) par station (3 répliquats) lors de l'étude par In Vivo entre 2008 et 2010.	169
Figure 90 : Abondance (en bleu) et richesse taxonomique (en orange) par station (3 répliquats) lors des prélèvements pour les campagnes C1 et C3 (été) de ma thèse.	170
Figure 91 : Dendrogramme obtenu à partir des données d'abondance de In Vivo en transformation Square root selon la similarité de Bray-Curtis.	171
Figure 92 : Carte des assemblages benthiques sur les différents types sédimentaires, d'après les données d'abondance de In Vivo.....	172
Figure 93 : Carte des stations de benthos communes entre In Vivo et mon étude (en blanc), les stations uniquement de mon étude (en noir) et les stations uniquement de In Vivo (en rouge) au niveau des graviers ensablés (rose), sables graveleux (orange) et des sables moyens (jaune) obtenus durant mon étude.....	173
Figure 94 : Dendrogramme de comparaison entre les données d'abondance de In Vivo et mon étude en transformation $\text{Log}(x+1)$ selon la similarité de Bray-Curtis.	175
Figure 95 : Carte de localisation des sites de sédiments grossiers en Manche et dans le monde (A : Morlaix ; B : Dieppe ; C : Folkestone ; D : île de Wight ; E : Hastings ; F : Dieppe-Le Tréport ; G : Tai Long Wan ; H : Pak Lap Wan ; I : baie de Thermaikos ; J : baie de Seine ;K : St Catherine ; L : Orford Ness ; M : Lowestoft ; N : Manche occidentale ; O : Ouest Bassurelle ; P : PER Granulats du Havre ; Q : Courseulles-sur-mer).	180

Figure 96 : Carte de localisation des sites sables moyens en Manche et le sud de la mer du Nord (E : MACHU ; F : PER Grabulats du Havre ; S : Dieppe-Le Tréport ; A : Le Vergoyer ; B : Bassure de Baas ; C : Dyck ; D : Gravelines).	187
---	-----

Chapitre 3

Figure 97 : Pourcentage des groupes trophiques constituant la biomasse des différentes catégories du benthos en été (nsDF : Deposivore non sélectifs ; sDF : Deposivores sélectifs ; S : Suspensivore ; P : Predateur ; Scv : Nécrophage ; G : Brouteur)	197
Figure 98 : Pourcentage des groupes trophiques constituant les différents groupe du benthos en hiver (nsDF : Deposivore non sélectif ; sDF : Deposivore sélectif ; S : Suspensivore ; P : Predateur ; Scv : Nécrophage ; G : Brouteur).....	199
Figure 99 : Positionnement des traits de chalutages sur les trois types sédimentaires.....	201
Figure 100 : Diversité du stock de proies et diversité des proies consommées selon les différentes catégories au niveau des graviers ensablés (sG), des sables graveleux (gS) et des sables moyens (S).	212
Figure 101 : Pourcentage de la biomasse holosuprabenthique migrant dans la colonne d'eau (%) en hiver en été sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens (B : Biomasse en g PSLC.m ⁻²).	216
Figure 102 : Synthèse de la consommation annuelle des espèces démersales au niveau des compartiments benthiques à un instant t sur l'ensemble du site d'étude.	221
Figure 103 : Variations des signatures isotopiques du carbone et de l'azote des huit espèces de poissons présentes sur les sables moyens avec leur écart-type.....	223
Figure 104 : Variations des signatures isotopiques du carbone et de l'azote des six espèces de poissons présentes sur les graviers ensablés et les sables graveleux avec leur écart-type. .	223
Figure 105 : Signatures isotopiques du carbone et de l'azote des six espèces de poissons présentes sur les deux types de substrats ainsi que leur écart-type correspondant. En bleu les espèces présentes sur les graviers ensablés et les sables grossiers et en rouge les espèces présentes sur les sables moyens.	224

Figure 106 : Niveaux trophiques de chacune des huit espèces de poissons démersaux présentes sur chaque type de substrat. (En bleu : sur les sables moyens, en rouge : sur les graviers ensablés et sables graveleux).	225
Figure 107: Signatures isotopiques du carbone et de l'azote des six espèces benthiques présentes sur les deux types de substrats ainsi que leurs écart-types correspondant. En bleu les espèces présentes sur les graviers ensablés et les sables grossiers et en rouge les espèces présentes sur les sables moyens.	226
Figure 108 : Exemple de flux et biomasse des graviers ensablés en situation estivale.	228
Figure 109 : Transfert efficiency en hiver et en été sur les trois habitats sédimentaires.	236
Figure 110 : Localisation des secteurs de la Manche étudié par Garcia (2010), du parc éolien de Courseulles-sur-mer (1), du site de clapage MACHU (2) et du parc éolien de Dieppe-Le Tréport (3) et au niveau de différents types sédimentaires du bassin oriental de la Manche.	237
Figure 111 : Activité totale du système, Ascendance et Recyclage pour les trois types sédimentaires de la Baie de Seine, Manche orientale, Sud Mer du Nord et du site de Dieppe-Le Tréport (d'après Garcia, 2010).	239
Figure 112 : Production phytoplanctonique en Manche en hiver (28 Février 2015) et en été (09 Septembre 2015) pour des dates correspond aux campagne C2 et C3 (flèche rouge : fleuve côtier ; 1 : Courseulles-sur-mer ; 2 : Machu ; 3 : Dieppe-Le Tréport) (de ECO-MARS3D, Ifremer).	240
Figure 113 : Niveaux trophiques (NT) dérivés du modèle Ecopath hiver sables moyens en fonction des niveaux trophiques issus des Analyses Isotopiques (AI). Les invertébrés sont représentés sur le graphique par des rectangles (3 : predator consumed, 4 : predator not consumed, 5 filter feeders not consumed and 6 scavengers not consumed) et les poissons par des ronds (1 : Fish benthos feeders, 2 : Fish flat fish)	245
Figure 114 : Niveaux trophiques (NT) dérivés du modèle Ecopath hiver sédiments grossiers en fonction des niveaux trophiques issus des Analyses Isotopiques (AI). Les invertébrés sont représentés sur le graphique par des rectangles (3 : predator not consumed, 4 : filter feeders not consumed, 5 : scavengers not consumed) et les poissons par des ronds (1 : Fish benthos feeders, 2 : Fish flat fish).	245

Chapitre 4

Figure 115 : Localisation de <i>Asthenognatus atlanticus</i> au niveau du prostonium de <i>Chaetopterus variopedatus</i> , également présence de <i>Styela clava</i> (espèce introduite en Manche) fixé sur le tube de <i>C. variopedatus</i>	265
Figure 116 : Comparaison du fonctionnement d'un écosystème sans éolienne (avant) et après construction des éoliennes (pendant).	267
Figure 117 : Périodicité de la fréquence d'échantillonnage proposée pour les suivis des substrats meubles.	270
Figure 118 : Effet physique et biologique des activités de dragages et de clapages.	271
Figure 119 : Schéma d'échantillonnages pour les suivis des substrats meubles à l'échelle de l'éolienne en prenant en compte la zone impactée, sous influence et de contrôle.	273
Figure 120 : Localisation des stations de suivi récif sur le parc éolien de Courseulles-sur-mer (A) et de Dieppe-Le Tréport (B).	274
Figure 121 : Schéma d'échantillonnages pour les suivis des substrats durs à l'échelle d'une éolienne.	275
Figure 122 : Traîneau suprabenthique Macer-Giroq modifié (Dauvin & Lorgeré, 1989).	276

Glossaire

Anthropique : lié aux activités humaines, relatif à l'action de l'homme, à l'origine des aménagements, des pollutions...

Avifaune : faune d'oiseaux

Bactéries : micro-organismes unicellulaires formant un règne autonome, considéré comme ni animal ni végétal, de formes très variées, pouvant vivre aux dépens de matière organique en provoquant leur décomposition, ou comme parasites de l'homme, des animaux, des plantes.

Bathymétrie : équivalent sous-marin de la topographie, c'est-à-dire description du relief immergé grâce aux mesures de profondeurs.

Benthique : qualifie les organismes qui se situent sur le fond ou à proximité immédiate.

Benthos : Ensemble des organismes vivant en relation étroite avec les fonds subaquatiques, comprenant notamment le phytobenthos (végétaux) et le zoobenthos (animaux).

Biocénose : groupement d'organismes vivants liés par des relations d'interdépendance dans un biotope dont les caractéristiques dominantes sont relativement homogènes ; chaque biocénose comprend notamment la phytocénose, limitée aux végétaux, et la zoocénose limitée aux animaux, la notion de communauté au sens phytosociologique est très proche.

Biodiversité : variété du vivant à tous les niveaux : les éléments génétiques, les espèces et les populations, les écosystèmes et les processus naturels qui assurent la perpétuation de la vie sous toutes les formes.

Biotique : se dit d'un facteur lié aux êtres vivants présents dans l'écosystème.

Clapage : Dépôts de sédiments dragués en mer.

Communauté : groupement d'être vivants qui se maintiennent et se reproduisent dans un certain espace de façon permanente.

Contaminant/polluant : un composé chimique est « classé » comme contaminant s'il est présent dans l'environnement sans provoquer d'effets toxiques pour l'écosystème, il devient un polluant dès qu'il est toxique pour le milieu où il se trouve.

Convoyeur de surface : transport des particules depuis la profondeur vers la surface.

Convoyeur de profondeur : enfouissement des particules de la surface vers les profondeurs.

Crue : augmentation importante du débit des cours d'eau qui, sous nos climats, intervient le plus souvent en hiver.

Détritivores : on nomme ainsi les organismes qui s'alimentent en ingérant la matière organique morte laissée par les producteurs primaires ou par les consommateurs.

Diffuseur : transport diffusif des particules résultant de l'activité des espèces vivant librement.

Ecosystème : ensemble comprenant la biocénose et son biotope. Organisation biologique composée de tous les organismes présents dans une aire donnée, présentant des interactions entre eux et avec le milieu physique.

Estuaire : embouchure d'un fleuve ; zone de mélange entre les eaux douces et les eaux marines dont les caractéristiques physico-chimiques sont différentes

Eutrophisation : accumulation, à température élevée, de débris organiques putrescibles dans les eaux stagnantes, provoquant la désoxygénation des eaux profondes.

Flot : Correspond à la période de marée montante.

Gonochorique : individu à sexe séparé.

Guilde : ensemble d'espèces appartenant à un même groupe taxonomique ou fonctionnel.

Habitat : ensemble de conditions environnemental (biotique et abiotique) dans lequel un organisme ou une communauté peuvent survivre et se développer.

Halieutique : qui concerne la pêche. Ce terme est employé pour qualifier une ressource marine exploitable par la pêche. Ce terme désigne également la science de l'exploitation des ressources vivantes aquatiques.

Hermaphrodite : qui possède à la fois des organes mâles et femelles.

Holoplancton ou « plancton permanent » : plancton dont tout le cycle vital (œufs, larves, adultes) se déroule dans le plancton.

Hydrodynamisme : caractères ayant trait aux mouvements de l'eau en général : mouvements des vagues et houles, de la marée, des courants.

Indicateur biologique : organismes ou ensemble d'organismes qui, par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques, permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible ses modifications, naturelles ou provoquées.

Intertidal : zone comprise entre la plus haute mer et la plus basse mer de vive eau (zone de balancement des marées, qui découvre à marée basse).

Interstitielle : faune ou flore occupant les interstices des sédiments poreux.

Itéroparité : Organisme se reproduisant plusieurs fois dans la vie.

Jusant : Correspond à la période de marée descendante.

Larve : forme différente de l'adulte qu'affectent certains animaux au cours de la première phase de leur développement.

Lécitotrophique : Larve pélagique qui subsiste sur ses propres réserves, qui n'a pas de prélèvement actif de nourriture.

Macrophage : prédateur mangeant que des proies de grandes tailles.

Marée : mouvement journalier d'oscillation de la mer dont le niveau monte et descend alternativement en un même lieu.

Marnage : différence entre le niveau de pleine mer et le niveau de basse mer.

Matière en suspension (MES) : concentration de l'eau en particules organiques et minérales, que l'on peut retenir par filtration en laboratoire ou mesurer en mer via une sonde CTD.

Méiobenthos (= méiofaune + méioflore) : organismes benthiques animaux et végétaux dont la taille est comprise entre 40 µm et 1 mm.

Méroplancton ou « plancton temporaire » : une partie seulement du cycle vital se déroule dans le plancton (souvent la phase larvaire).

Microphage : se nourrit de particules en suspension ou déposé sur ou dans le sédiment.

Nœud : Nautique. Unité de vitesse correspondant à 1 mile.h⁻¹ ou 1852 m.h⁻¹.

Nycthémeral : se dit d'un phénomène rythmique d'une période de 24 h (nycthémère) présenté par beaucoup d'êtres vivants (animaux et végétaux).

Océanique : qui vit au large.

Pélagique : qualifie les organismes qui vivent dans la masse d'eau, organismes vivant en pleine eau ou près de la surface, sans lien étroit avec le fond.

Pélagos : par opposition au benthos, ensemble des organismes aquatiques vivant sans lien étroit avec le fond.

Périodes régressives : c'est le retrait durable de la mer en dessous de ses limites antérieures, se traduisant par un abaissement de la ligne de côte et l'augmentation de la surface des terres émergées.

Périodes transgressives : c'est l'envahissement durable de zones littorales par la mer, dû à un affaissement des terres émergées ou à une élévation générale du niveau des océans.

Phytoplancton : plancton de nature végétale, en général capable de synthétiser sa propre substance, essentiellement par photosynthèse.

Plancton : ensemble des organismes pélagiques flottant plus ou moins passivement dans les eaux douces ou marines, comprenant le phytoplancton (végétaux) et le zooplancton (animaux).

Planctotrophique : larvé pélagique se nourrissant dans la colonne d'eau.

Pollution : on définit la pollution marine comme « l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans l'environnement marin, ayant pour conséquences des effets néfastes, tels que des nuisances pour les ressources vivantes, risques pour la santé humaine, entraves aux activités maritimes, altération de la qualité de l'eau de mer et réduction des agréments ».

Production primaire : synthèse autotrophique de matière organique, essentiellement due, en zone océanique, au phytoplancton.

Productivité : production potentielle maximale d'un écosystème.

Recrutement : individu qui au terme de sa phase juvénile rejoint l'ensemble des individus d'une population.

Réseau trophique : ensemble des organismes et de la matière organique en interaction dans le cycle de nutrition au sein d'un écosystème. La notion de réseau s'est petit à petit substituée à celle de chaîne alimentaire, tant les relations sont complexes et non linéaires.

Sémelparité : se reproduit qu'une seule fois au cours de sa vie.

Subtidal : zone située en dessous de la zone de balancement des marées et ne découvrant pas à marée basse.

Taxon : unité systématique représentée par un groupe d'organismes, à chaque niveau de classification (tel que famille, genre, espèce).

Taxonomique : relatif à la classification systématique des êtres vivants (en espèces, genres, familles...).

Trophique : qui concerne la nutrition des organismes.

Turbidité : phénomène d'opacification de l'eau lié à sa charge en particules de toutes natures.

Zooplancton : plancton animal.

NAO : Oscillation Nord-Atlantique. Le NAO décrit les variations du régime océan-atmosphère sur la région et se mesure généralement comme la différence de pression atmosphérique entre l'anticyclone des Açores et la dépression d'Islande.

Abréviation

ENGIE : Anciennement GDF-SUEZ, groupe énergétique français.

RTE : Réseau de Transport d'Électricité, entreprise de service qui gère le réseau public de transport d'électricité haute tension en France métropolitaine.

ADWEN : Société détenue par Siemens Gamesa Renewable Energy, ayant pour vocation de développer des solutions destinées à faire diminuer le coût actuel de l'éolien offshore. L'un des principaux acteurs du secteur éolien offshore.

AFNOR : Association Française de NORmalisation

AREVA : Multinationale française du secteur de l'énergie, œuvrant principalement dans les métiers du nucléaire.

AMBI : AZTI Marine Biotic Index

BO2A : Benthic Opportunistic Annelida/Amphipoda index

CIEM : Conseil International pour l'Exploration de la Mer

CIFRE : Convention Industrielle de Formation par la Recherche

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DLT : Dieppe-Le Tréport

EIE : Etude d'Impact Environnementale

EMDT : Eoliennes en Mer de Dieppe le Tréport

H' : Indice de Shannon

IFREMER : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer.

MNHN : Muséum National d'Histoire Naturelle

MW : MégaWatt

OSPAR : convention d'Oslo-PARis.

PC : Poids Calciné.

PS : Poids Sec.

PSLC : Poids Sec Libre de Cendres.

MABEMONO : MAcrobenthos de la Manche Orientale et du sud de la mer du Nord.

SHOM : Service Hydrographique et Océanographique de la Marine

ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Faunistique et Floristique

WORMS : WOrld Registrer of Marine Species

Introduction générale

1. Les Energies Marines Renouvelables (EMR)

Le développement de l'éolien en mer répond à différents objectifs de la politique énergétique française : ceux du Grenelle de l'environnement de 2007 qui visaient à porter la part des énergies renouvelables à 23 % de la consommation énergétique d'ici 2020, ceux du Paquet Energie Climat 2030, proposés par la Commission européenne et adoptés en janvier 2014, et plus récemment ceux de la loi de transition énergétique, adoptés par le parlement au cours du débat et qui vise à atteindre 32 % d'énergies renouvelables dans le mix énergétique français d'ici 2030. En ce qui concerne la filière éolienne en mer, le Grenelle s'est traduit par un objectif de capacité à hauteur de 6 000 MW à installer d'ici 2020, soit environ 1 200 éoliennes, qui fourniront l'équivalent de la consommation annuelle de 4,5 millions de foyers. Dans le but de faire émerger la première génération de parcs éoliens offshore français, le ministre du Développement Durable a confié à des Préfets de Région coordonnateurs, le soin de conduire en 2010, sur chaque façade maritime métropolitaine, une concertation sur les zones potentiellement propices à l'implantation d'éoliennes offshore. A la suite de cette concertation, l'Etat a lancé trois premiers appels d'offres, l'un en 2011, un autre en 2013 et le dernier en 2017, à la suite desquels six parcs éoliens en mer, ont été attribués équivalent à 3 000 MW (soit 50 % de l'objectif initial), correspondant à la consommation électrique de 1,75% de la population :

- Dieppe - Le Tréport (Seine-Maritime, Somme) - 83 km², puissance installée de 480 à 500 MW
- Fécamp (Seine-Maritime) - 67 km², puissance installée de 480 à 500 MW
- Courseulles-sur-Mer (Calvados) - 77 km², puissance installée de 420 à 500 MW
- Saint-Brieuc (Côtes d'Armor) - 180 km², puissance installée de 480 à 500 MW
- Saint-Nazaire (Loire-Atlantique) - 78 km², puissance installée de 420 à 750 MW.
- Noirmoutier (Loire-Atlantique) – 83 km², puissance installée de 480 à 500 MW.

En 2014, l'Etat a manifesté le souhait d'identifier de nouvelles zones favorables au déploiement d'éoliennes en mer, posées et flottantes, et mené une concertation par façade maritime à cet effet au cours du premier trimestre 2015, en vue de prochains appels d'offres en 2017. Ces démarches révèlent les attentes fortes de l'Etat vis-à-vis des énergies renouvelables et plus particulièrement de l'énergie éolienne en mer qu'il souhaite voir croître

dans les décennies à venir et répondre aux attentes renforcées par l'horizon de la Conférence de Paris sur le climat (dite COP21) qui s'est tenue en fin d'année 2015.

En 2017, un troisième appel d'offre a été lancé et concerne une zone dans le sud de la mer du Nord :

- Dunkerque (Nord) – 180 km², puissance installée de 500 MW.

1.1 Les futurs parcs éoliens en Manche

Le développement des technologies d'énergies marines renouvelables a connu ces dernières années un essor considérable en Europe (Wilding *et al.*, 2017). Le début de leur installation opérationnelle en France se fera dans les prochaines années et sans doute à la fin de cette décennie. Quatre parcs éoliens seront construits le long des côtes françaises de la Manche dont trois en Normandie : le parc éolien de Courseulles-sur-Mer (77 km², 75 éoliennes), de Fécamp (67 km², 83 éoliennes) et de Dieppe - Le Tréport (83 km², 62 éoliennes).

1.2 La zone de Dieppe-Le Tréport

Suite à l'appel d'offres lancé par l'État en mars 2013, le projet éolien en mer de Dieppe-Le Tréport a été attribué, le 3 juin 2014, au consortium composé de ENGIE, EDP Renewables et Groupe Caisse des Dépôts dont le fournisseur exclusif est ADWEN (filiale à 100 % de Siemens Gamesa Renewable Energy). Le futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport serait composé de 62 éoliennes ADWEN de 8 MW (soit une puissance totale de 496 MW), soit un nombre limité d'éoliennes de grande puissance afin de réduire les délais d'installation et de démantèlement. Les éoliennes seraient espacées entre elles de 1 km afin d'aménager des couloirs de pêche et le raccordement au réseau d'électricité sera sous la responsabilité de RTE. Le maître d'ouvrage est la société « Les éoliennes en Mer de Dieppe-Le Tréport » (EMDT), dont les actionnaires sont ENGIE, EDP Renewables et Groupe Caisse des Dépôts. La date de mise en service est envisagée à partir de 2021.

2. Contexte général de la Manche

La conjonction de facteurs hydrodynamiques et morphologiques révèle du point de vue hydrologique, deux bassins en Manche (Dauvin, 2012) :

- Dans la partie ouest ; le bassin occidental, correspondant à la Manche occidentale. Ce bassin est constitué de la Manche Armoricaire et du Golfe Normanno-Breton (Figure 1).
- Dans la partie est, le bassin oriental, divisé en Manche centrale et Manche orientale en plus de la baie de Seine se distingue du reste du bassin oriental (Figure 1).

Le site de Dieppe-Le Tréport se situe donc au niveau de la Manche orientale qui s'étend du cap d'Antifer à l'ouest au détroit du Nord-Pas-de-Calais / Douvres à l'est (Figure 1).

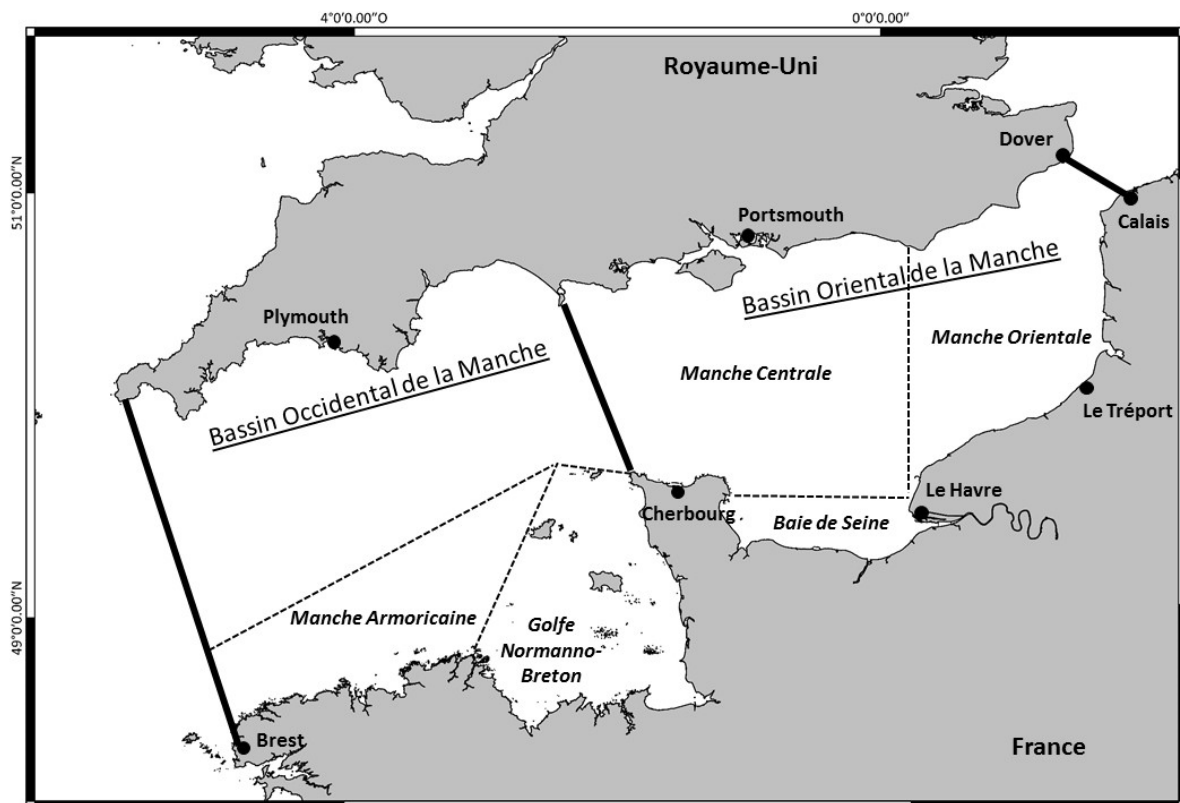


Figure 1 : Principaux secteurs de la Manche (modifié d'après Dauvin, 2012)

3. Hydrogéomorphologie

3.1 La géologie de la Manche

La Manche s'est comportée du Permien au Jurassique comme un demi-graben installé sur un rift continental. Les failles de ce graben ont ensuite rejoué au Tertiaire, suite aux mouvements exercés sur la plaque européenne (Boillot & Musellec, 1975). Au cours de cette période et contrairement à la partie occidentale, la partie orientale de la Manche est restée relativement stable, protégée par la ligne Bembridge-Saint-Valéry-en-Caux, qui correspond au prolongement du monoclinale de l'île de Wight, c'est-à-dire d'une structure dont les couches géologiques parallèles sont toutes inclinées dans le même sens (Smith & Curry, 1975). Au Crétacé inférieur, le passage entre la Manche et la mer du Nord était fermé par une formation géologique crayeuse appelée l'anticlinal du Weald-Artois. Des périodes transgressives et régressives ont façonné le substratum de la Manche.

Durant les périodes régressives, la Manche orientale correspondait à une immense plaine profonde de 30 m couvrant les 2/3 de sa superficie actuelle (Lapierre, 1975 ; Auffret *et al.*, 1980). Cette plaine était traversée par un chenal principal, la vallée du 'Fleuve Manche' (convergence des fleuves Rhin, Meuse, Tamise, Escaut, Somme, Rother, Solent et Seine) et par une série de chenaux annexes (Bourillet *et al.*, 2003 ; Lericolais *et al.*, 2003). De récents travaux (Gibbard, 2007 ; Gupta *et al.*, 2007) vont dans le sens de l'hypothèse de Smith (1985), qui stipulait que le creusement des paléovallées pourrait résulter en partie d'une immense inondation. En effet, un immense lac, situé dans le sud de la mer du Nord retenu par l'anticlinal du Weald-Artois, aurait provoqué (à une ou plusieurs reprises) une fêlure dans cette barrière et une inondation dans la plaine (Guilcher, 1951). L'intensité des flots ainsi déversés expliquerait les creusements non imputables à l'érosion aérienne et fluviale que les géologues observent au niveau des paléovallées. Ces paléo vallées furent comblées au fur et à mesure par des dépôts alluvionnaires (Lapierre, 1975 ; Auffret *et al.*, 1980 ; Hamblin *et al.*, 1992), dont l'épaisseur est comprise entre 200 et 380 m (Dingwall, 1975 ; Lafite, 2000).

Au cours des périodes transgressives, des dépôts marins ont été mis en place (Dingwall, 1975 ; Hamblin *et al.*, 1992). Les dunes de sable observables en Manche orientale se sont mises en place récemment, durant l'Holocène (Lapierre, 1975). Lorsque le niveau des eaux est passé au-dessus du plateau, la Manche a occupé quasiment toute la surface actuelle. Compte-tenu de l'amplitude de marée actuelle en Manche et du fait que le niveau des eaux était en-dessous

de – 35 m en 9 000 ans B.P., il a dû exister une période critique où (deux fois par jour) il y avait une marée basse avec une zone immergée réduite à la vallée du Lobourg (au milieu du détroit du Pas-de-Calais) et une marée haute où l'ensemble du plateau était immergé (Lapierre, 1975). Les courants de marée alors considérables ont façonné et équilibré les bancs de sable à structure progradée, comme le Vergoyer et la Bassure de Baas en Manche orientale. Les bancs de sables littoraux à structure stratifiée, comme le Battur ou la Bassurelle de Somme, moins profonds (- 25 m) ont été stabilisés sous des conditions hydrodynamiques amorties, c'est-à-dire lorsqu'il n'y avait plus de différences entre la circulation des eaux à marée haute et à marée basse (Lapierre, 1975).

3.2 Hydrologie/Hydrodynamisme

Des amplitudes de marées importantes (marnage supérieur à 12 m durant les marées d'équinoxe de printemps en baie du Mont-Saint-Michel) (Levoy *et al.*, 1997, 2013 ; Montreuil *et al.*, 2014) font de la Manche, une mer mégatidale. Les courants instantanés de marée qui sont dominants génèrent avec le vent les courants résiduels en Manche (Salomon & Breton, 1991 ; Reynaud *et al.*, 2003). Les courants de marées sont la résultante de l'onde de marée originaire de l'océan Atlantique.

Dans le bassin oriental de la Manche, ces courants instantanés de marée sont alternatifs et parallèles à la côte, le flot étant orienté vers le nord-est et le jusant vers le sud-ouest. Le rétrécissement du détroit du Pas-de-Calais renforce ces courants (3,7 nœuds en vive-eau moyenne, soit 89 milles par jour) (Figure 2). De ces courants de marée, résulte également une circulation résiduelle orientée vers le nord-est de 3 à 5 milles par jour (Pingree & Maddock, 1977 ; Garreau, 1997), soit entre 27 000 et 50 000 m³.s⁻¹. La circulation instantanée générant des tourbillons à l'est des caps, comme par exemple à l'est de la pointe du Cotentin au niveau du tourbillon de Barfleur (Salomon & Breton, 1991) (Figure 2).

Cet hydrodynamisme complexe structure la dynamique et la couverture sédimentaire en Manche (Dangeard, 1928 ; Larssonneur, 1971). Il structure aussi la diffusion des polluants et la répartition des espèces par dispersion larvaire (Lagadeuc & Brylinski, 1987 ; Salomon *et al.*, 1989 ; Belgrano *et al.*, 1990 ; Salomon, 1990 ; Belgrano & Dewarumez, 1995 ; Belgrano *et al.*, 1995). La combinaison du flot et du jusant deux fois par jour provoque un transfert des masses

d'eau de l'ouest vers l'est appelé « fleuve Manche » constitué des eaux atlantiques et de zones de tourbillons latéraux (Figure 2).

Au niveau du futur parc éolien de Dieppe – Le Tréport en Manche orientale, les courants de marée sont faibles de 0,5 à 1 m.s⁻¹(Figure 2).

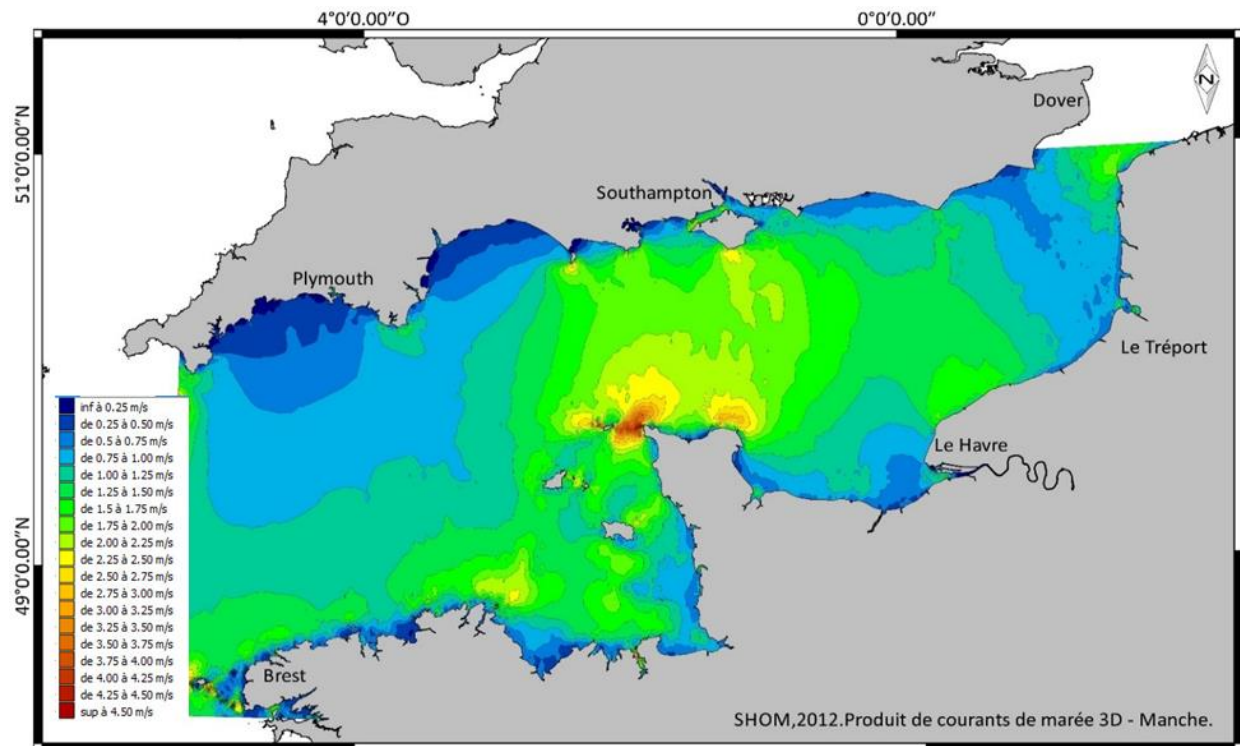


Figure 2 : Carte des courants instantanés en Manche (modifié d'après SHOM, 2012).

3.3 Profondeur et zonation thermique

En Manche orientale, contrairement à la Manche occidentale, les conditions hydrodynamiques et la bathymétrie occasionnent un mélange des masses d'eau sur toute la colonne d'eau (Agoumi *et al.*, 1983). Mais la circulation résiduelle présente en Manche engendre des inégalités entre les masses d'eaux côtière et au large (Salomon & Breton, 1991). Le centre de la Manche orientale est caractérisée par une masse d'eau originaire de l'Atlantique, plus chaude en hiver (grâce à la NAO) mais plus froide en été subissant de faibles écarts thermiques en comparaison des eaux plus côtières qui subissent l'effet des apports d'eau froide en hiver et d'eau chaude en été par les grands fleuves.

La Manche occidentale est plus profonde que la Manche orientale, notamment en raison de la géologie de cette dernière (Figure 3). On observe également un gradient côte – large avec des profondeurs plus importantes au large (Figure 3).

La salinité au large en Manche est de 35 à 35,5.

La zone du futur parc éolien de Dieppe – Le Tréport se situe dans une zone de profondeur comprise entre 15 et 30 m avec un important brassage de la colonne d'eau ne permettant pas l'installation d'une thermocline.

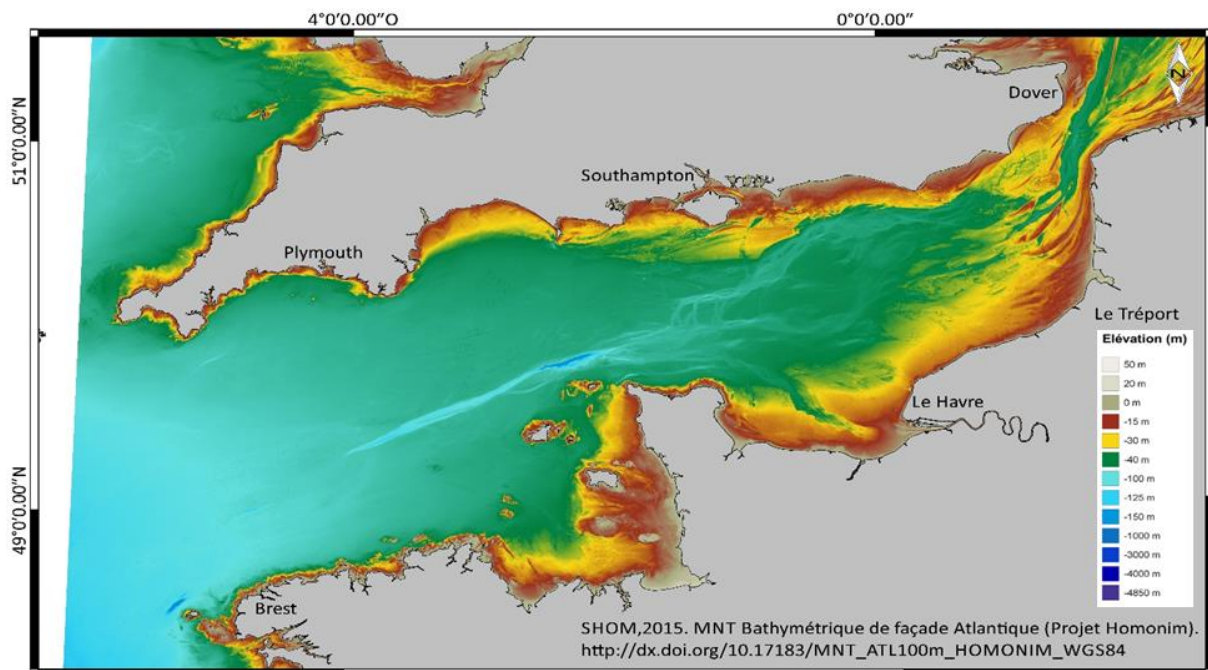


Figure 3 : Bathymétrie de la Manche (modifié d'après SHOM, 2015).

4. Couverture sédimentaire en Manche

La couverture sédimentaire de la Manche a été décrite dans de nombreuses études (Dangeard, 1928 ; Larssonneur, 1971 ; Larssonneur *et al.*, 1975 ; Auffret *et al.*, 1980 ; Larssonneur *et al.*, 1982 ; Reynaud *et al.*, 2003). Une synthèse de ces différentes études a permis la création d'une représentation synthétique de la couverture sédimentaire sur l'ensemble de la Manche par Vaslet *et al.* en 1979 (Figure 4).

Le bassin oriental de la Manche est principalement dominé par des sédiments sableux et gravelo-sableux (Figure 4). Ce bassin est séparé du bassin occidental de la Manche par une zone caillouteuse au nord de la péninsule du Cotentin (Vaslet *et al.*, 1979).

Des zones de fonds à cailloutis sont également présents au niveau du détroit du Pas-de-Calais et au large du Pays de Caux, au niveau du bassin oriental (Figure 4). On retrouve ces dépôts de cailloutis au nord des côtes bretonnes et autour des îles anglo-normandes, dans le bassin occidental (Figure 4). Ces dépôts de sédiments très grossiers correspondent aux zone de fortes tensions de cisaillement au niveau du fond (Carpentier *et al.*, 2009). Un gradient large-côte avec des sédiments grossiers au large (zone de fort courants) à des sédiments graveleux puis sableux et vaseux vers la côte est observé au niveau de la Manche.

La future zone du parc éolien apparaît localisée sur des sables grossiers et des sables fins (Figure 4) à partir de la carte de Vaslet *et al.* (1979).

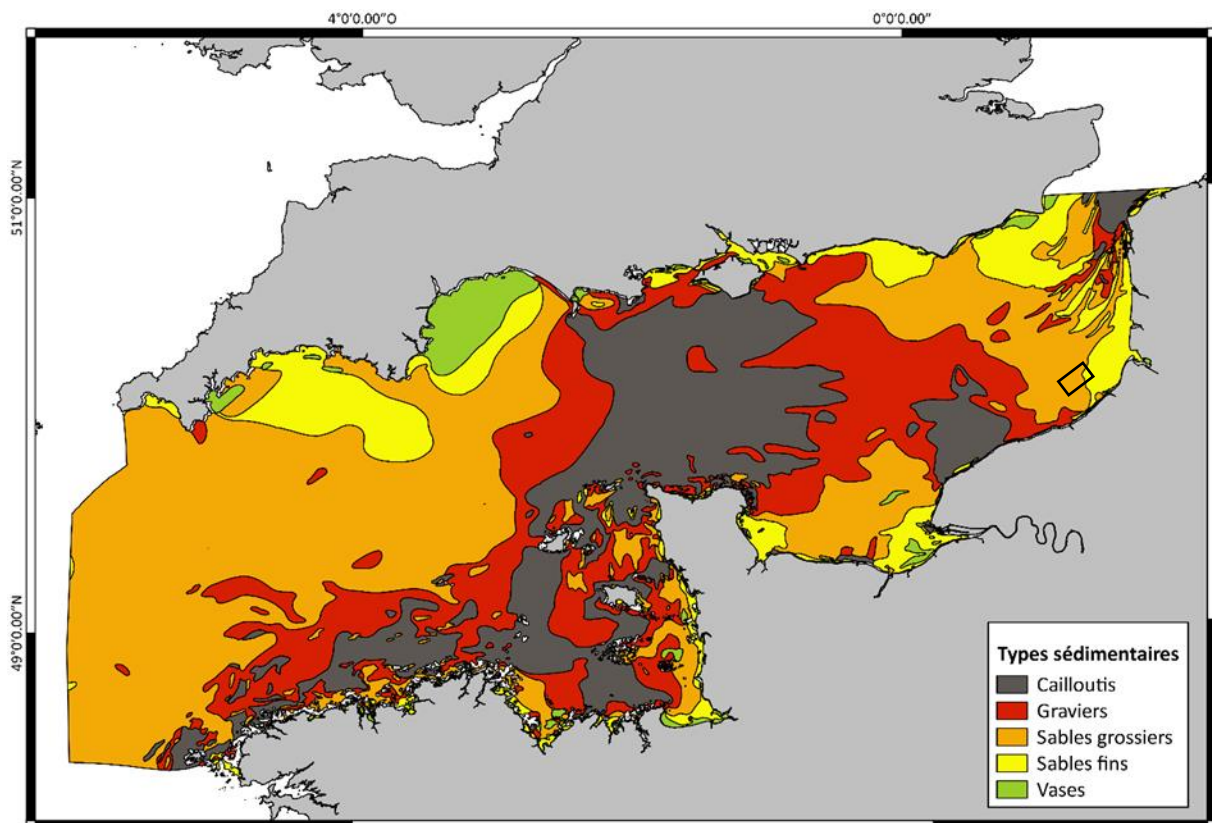


Figure 4: Carte de la couverture sédimentaire en Manche (modifié d'après Vaslet et al., 1979).

5. Les activités humaines en Manche

La Manche est une zone de fort intérêt économique (Halpern *et al.*, 2008). A la pêche et au transport maritime y compris Transmanche (Figure 5), se sont ajoutées d'autres activités liées aux besoins économiques comme l'implantation de centrales thermonucléaires, l'installation de câbles sous-marins, les extractions de granulats, les zones de clapage de sédiments, les apports terrigènes, pollutions puis les implantations de champs d'éoliennes (Figure 6 et 7).

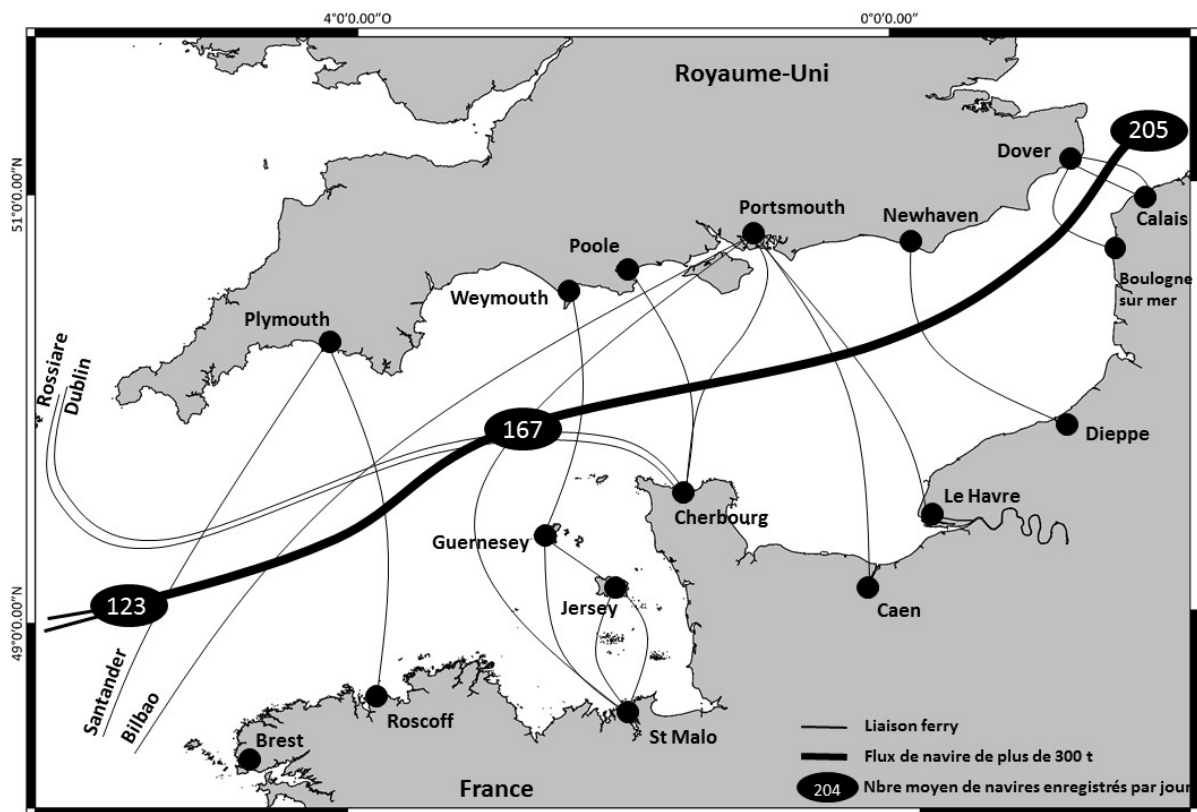


Figure 5 : Carte des liaisons maritimes pour le transport de voyageurs en Manche en 2011-2012 (modifié d'après Turbout, 2013)

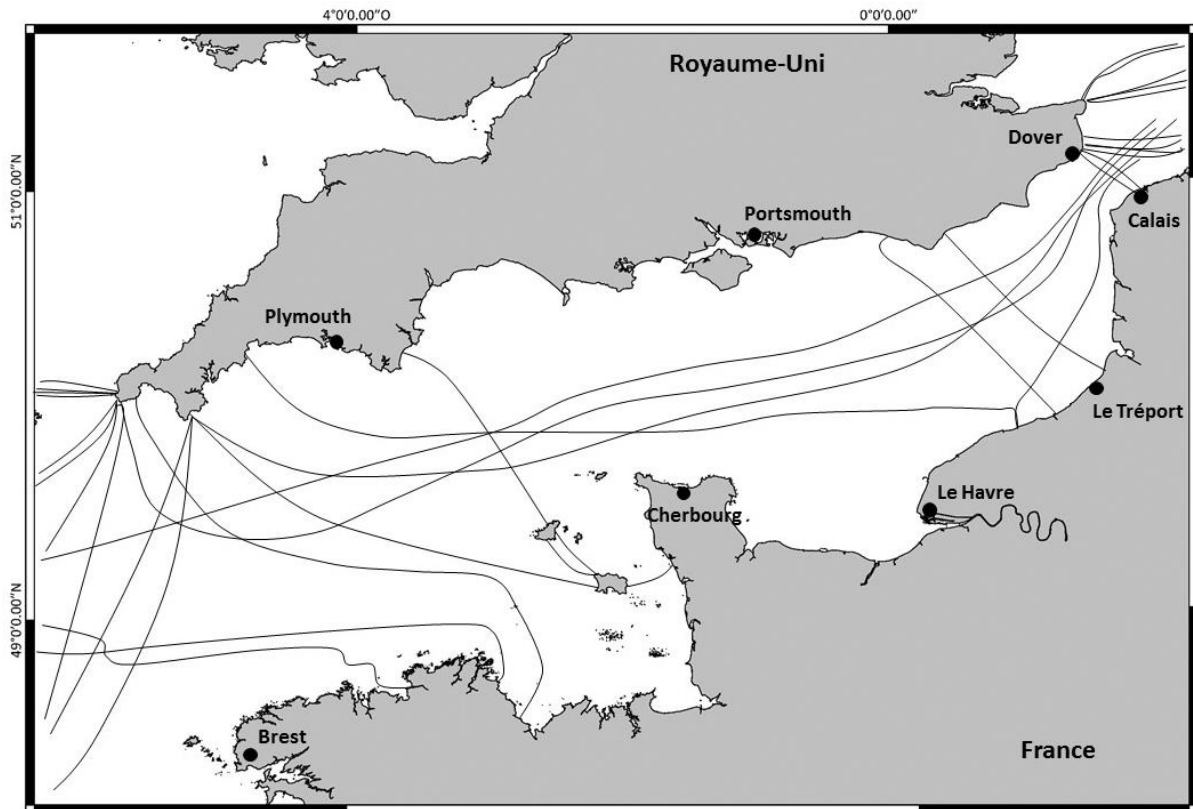


Figure 6 : Positionnement des câbles sous-marins en Manche en 2015 (modifié d'après Google Earth)

Cette accumulation de pressions anthropiques se produit parallèlement à la mise en application de directives européennes (Oiseaux, Faune, Flore, Cadre sur l'Eau, Stratégie Milieu Marin) et de l'engagement de la France de protéger des espaces maritimes ce qui a conduit à la création en 2005 de l'Agence des Aires Marines Protégées (maintenant Agence Française de la Biodiversité) et celle d'un nouveau type d'Aires Marines Protégées : les Parcs Naturels Marins dont celui des Estuaires Picards et Mer d'Opale en Manche orientale. Il est flagrant que toutes ces activités sont la source de conflits d'intérêt et que le bassin oriental de la Manche est une des zones marines qui requiert la mise en place d'une approche intégrée ou écosystémique comme la gestion basée sur l'écosystème (Ecosystem-Based Management) (Dauvin & Lozachmeur, 2006 ; Dauvin, 2012).

Or, les communautés benthiques peuvent être modifiées par ces activités anthropiques (de manière physique, chimique ou biologique). La plupart de ces perturbations sont localisées au niveau de la zone côtière. Les perturbations biologiques observées à proximité d'une activité anthropique ne sont pas toujours corrélées à la pression anthropique tellement les

interactions au sein de l'écosystème marin sont complexes (Clark & Frid, 2001 ; Planque, 2009).

Située entre l'Océan Atlantique et la mer du Nord, la Manche est une forte voie maritime correspondant à 15,4 % du trafic mondial (700/800 navires par jour) en 2015 (Bahé, 2008) (Figure 5). Ce trafic représente toutes les dix minutes, trois navires qui empruntent ce couloir. Dans ce système maritime de grande envergure, cinq ports totalisent 61 % du trafic de marchandises en Manche : Calais, Dunkerque et le Havre/Rouen du côté français (157 millions de tonnes en 2015) puis Douvres et Southampton, côté anglais avec 64 millions de tonnes en 2015.

Les activités anthropiques en Manche sont la source de diverses formes de pollutions (Amara, 2010) :

- Les pollutions dites « chroniques » : correspondant aux rejets en mer d'effluents urbains ou industriels. Ces rejets sont la cause majeure des dégradations des biocénoses marines (Hily & Guillaud, 1997).
- Les pollutions dites « accidentelles » : avec un trafic maritime en perpétuelle augmentation dans une zone où s'effectuent de multiples activités (pêche, transport maritime, transport de voyageurs...) de nombreux risques de collision ou de fuites sont présents. Le dernier accident ayant entraîné une pollution par les hydrocarbures en Manche a eu lieu en octobre 2008 entre deux navires (Scot Isles & Wadi Halfa) avec 60 t de gasoil dispersés en mer. Même si les grandes pollutions sont rares en Manche orientale, il y a de nombreux signalements de pollutions de plus faibles amplitudes, en 2015, c'est 104 signalements de pollution qui représentent un risque environnemental réel (Tubout, 2016).
- Les pollutions dites « biologiques » : de nombreuses espèces non-natives sont transportées à l'état de larves dans les eaux de ballast ou attachées à leurs coques (Coutts & Dodgshun, 2007). L'observation de la présence de nouvelles espèces non natives en Manche est de plus en plus importante. Depuis l'inventaire des espèces introduites par Gouletquer *et al.* (2002), quarante-six nouveaux signalements ont été enregistrés le long des côtes françaises de la Manche. Ces nouvelles observations concernent essentiellement les ports, notamment, le port du Havre, le plus grand port de la Manche, où de nombreuses observations uniques d'espèces introduites sont

réalisées (Breton & Vincent 1999 ; Ruellet & Breton 2012 ; Breton, 2014, 2016). Ces espèces introduites peuvent avoir des impacts sur les communautés en terme de compétition spatiale ou pour la ressource trophique (Vallet *et al.*, 2001).

L'activité humaine prédominante en Manche est la pêche représentée par 4228 navires, 9801 pêcheurs pour une économie de 522 millions d'euros en 2011 (Turbout, 2013). Les activités de pêche en Manche sont importantes tout le long de la façade avec de nombreux ports et de nombreuses espèces pêchées et de nombreux métiers de pêche : fileyeurs, arts dormants, chalutiers et caseyeurs. L'impact de la pêche par les engins de pêche trainants, dragues et chaluts benthiques ont un effet important sur l'évolution des communautés et habitats benthiques selon leurs conditions d'utilisation et de la nature des fonds (Hamon *et al.*, 1997 ; Jennings & Kaiser, 1998 ; Jennings *et al.*, 2001a, b). Ces activités de pêche dégradent la nature physique des fonds marins, donc la nature sédimentaire avec remise en suspension des particules organiques ou inorganiques (dont des polluants) dans la colonne d'eau. Les engins de pêche tractés sur le fond provoquent une mortalité dans les communautés benthiques au niveau de l'endofaune, l'épifaune et la ressource halieutique, avec une diminution voire disparition des espèces les plus sensibles.

Le bassin est de la Manche présente de nombreuses activités anthropiques en dehors de la pêche en comparaison du bassin ouest (Figure 7). La présence d'un grand fleuve, la Seine, le long duquel deux grands ports sont présents (Le Havre à son embouchure et Rouen en amont) ont pour conséquence, un dragage intensif des chenaux de navigation permettant l'accès à ces deux ports. Ces sédiments dragués sont ensuite clapés sur deux sites : MACHU et Octeville aujourd'hui avec le remplacement du Kannick par MACHU en 2017 pour le port de Rouen. A ces dragages d'entretien des accès portuaires, s'additionnent des extractions offshore de granulats pour la construction humaine. De nombreux sites d'extraction de granulats sont présents en baie de Seine et au large de cette dernière et de Dieppe et le long des côtes anglaises (Figure 7).

Des activités énergétiques terrestres côtières peuvent influencer le domaine marin, c'est notamment le cas du barrage marémoteur de la Rance, qui rompt la continuité terre – mer en étant construit au niveau d'un estuaire. Ce barrage a pour effet de diminuer la salinité de l'estuaire de la Rance et donc contribue aux modifications des communautés biologiques qui y sont présentes (Desroy, 1998). Parmi d'autres activités énergétiques, se trouvent les

centrales thermiques du Havre et de Dunkerque ainsi que les centrales nucléaires de Flamanville, Paluel, Penly et Gravelines pour la France et Dungeness pour le Royaume-Uni (Figure 7). Ces centrales ont pour effet d'introduire dans le milieu marin des eaux chaudes (de refroidissement des réacteurs) qui vont influencer les communautés présentes à proximité de ces centrales, la tache thermique est cependant très locale (Moulin & Beslin 2012).

A toute ces activités anthropiques nombreuses en Manche, notamment en Manche orientale, viendront s'ajouter de nouvelles activités dites « renouvelables », tel que les hydroliennes et les éoliennes offshore (Figure 7).

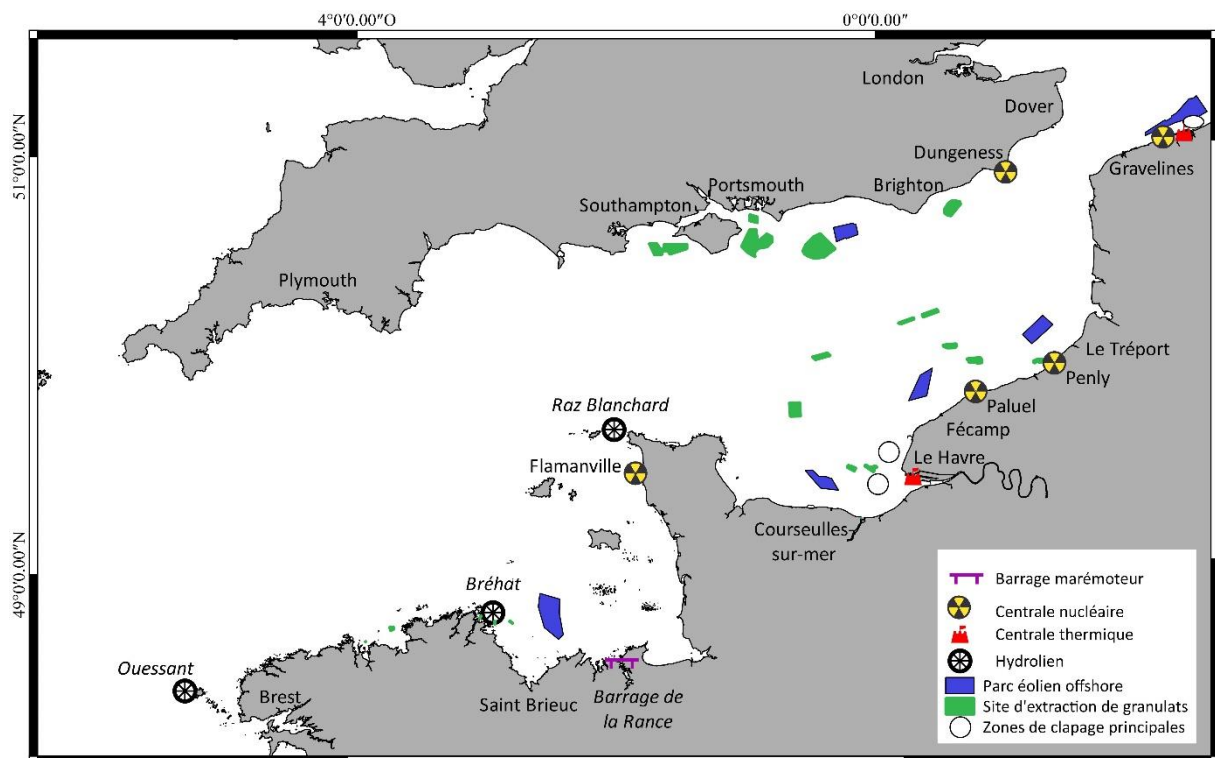


Figure 7 : Positionnement des sites de productions énergétiques côtiers et d'extraction de granulats. (Modifié d'après Atlas Transmanche à la date du 01/09/2017)

Cependant, afin de maîtriser les conséquences des atteintes anthropiques, comme celles dues à l'extraction de granulats marins sur l'environnement et sur les activités comme la pêche, une approche stratégique est nécessaire avant de permettre le développement contrôlé d'une activité (Dupilet, 2001). A cet égard, l'instauration d'une concertation de tous les utilisateurs du domaine maritime paraît souhaitable afin de définir un schéma cohérent du développement de l'ensemble de ces activités en mer. Le développement de l'activité

d'extraction de granulats marins combiné à celui de l'activité d'éoliennes offshore le long des côtes françaises de la Manche suscite beaucoup d'inquiétudes de la part des marins pêcheurs. Ces activités pourraient générer une source de conflit majeur d'autant qu'elles se situent sur un espace restreint du plateau continental auquel il faut ajouter les nombreuses activités le long des côtes anglaises. Les efforts de concertation seront primordiaux pour que perdure à l'avenir de façon harmonieuse et intégrée l'ensemble de ces activités humaines.

6. Contexte de la Manche Est

6.1 Habitat physique EUNIS

La carte des habitats physiques du bassin oriental selon la typologie EUNIS, montre la grande hétérogénéité de ces habitats dans ce dernier (Figure 8). Dans les systèmes côtiers, autour de la péninsule du Cotentin et au niveau du détroit du Pas-de-Calais, la mosaïque des habitats physiques est grande (Figure 8). Au sein du futur parc éolien de Dieppe – Le Tréport, ces habitats physiques correspondent au « Circalittoral coarse sediment (A5.14) », « Infralittoral coarse sediment (A5.13) » et « Circalittoral mixed sediments (A5.44) ».

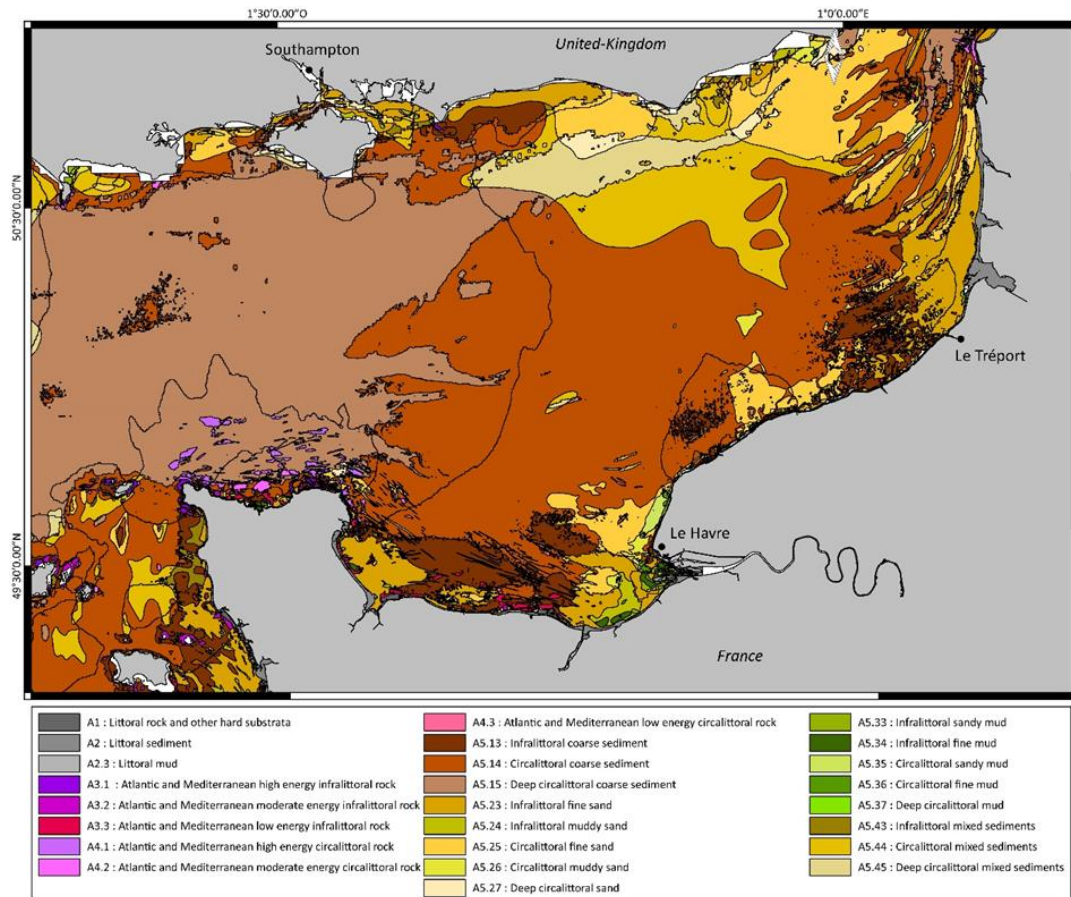


Figure 8 : Carte des habitats physiques selon la typologie EUNIS dans le bassin oriental de la Manche (modifié d'après Hamdi et al., 2010).

6.2 Communautés macrobenthiques et habitat EUNIS

Dans la Manche, cinq principales communautés benthiques ont été reconnues (voir synthèse de Dauvin, 2015) (Figure 9) :

- La communauté des cailloutis à épibiose sessile (A4.13_FR01) : caractéristique des zones de forts courants pour une profondeur située entre 20 et 50 m. Les cailloutis représentent 80 % de la composition sédimentaire, suivis par les graviers et les sables. L'épibiose sessile y est abondante et diversifiée, contrairement à l'endofaune. Cette communauté présente plusieurs faciès (faciès d'appauvrissement lié à une augmentation de la fraction sableuse, faciès à *Modiolus modiolus*).
- La communauté de la gravelle à *Branchiostoma lanceolatum* (A5.135) : qui se rencontre dans les zones jouxtant les faciès d'appauvrissement des cailloutis et en zone côtière où elle sert de transition avec la communauté des sables moyens propres.

Les graviers représentent jusqu'à 50% du sédiment, le reste étant constitué de sables fins et moyens, sans pélites. C'est une communauté relativement pauvre, caractérisée par le céphalocordé *Amphioxus lanceolatus* et l'oursin *Spatangus purpureus*.

- La communauté de l'hétérogène envasé (A5.43_FR03) : occupe les dépressions inter bancs, dans les zones de dunes sous-marines au sud de Boulogne-sur-mer, en mer du Nord et en baie de Seine, dans la zone côtière comprise entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer. Elle est établie sur un sédiment hétérogène : cailloutis, graviers, sables et pélites (jusqu'à 5 % de fines). Des espèces d'épibiose sessile s'y trouvent encore mais ce sont surtout les espèces de l'endofaune qui deviennent dominantes. Cette communauté est un écotone, zone de transition, entre la communauté des cailloutis et celle des sables fins.
- La communauté des sables fins à moyens propres à *Ophelia borealis* (A5.251) : se rencontre essentiellement sur les bancs sableux de la Manche orientale et de la mer du Nord. Le sédiment, sur lequel elle s'établit, est composé de sables fins et moyens sans pélites. C'est une communauté oligospécifique. Les espèces caractéristiques sont la polychète *Ophelia borealis* et l'oursin *Echinocardium cordatum*.
- La communauté des sables fins envasés à *Abra alba* (A5.244) : située en zone côtière, où les courants sont plus faibles. Les sables fins, comportant une fraction pélitique importante, composent le sédiment de cette communauté. Les espèces caractéristiques sont le bivalve *Abra alba*, la polychète *Pectinaria (Lagis) koreni* et l'échinoderme *Ophiura ophiura*.

En Manche, la distribution des communautés benthiques est directement liée aux habitats sédimentaires (Gray, 1974 ; Clabaut & Davout, 1989 ; Snelgrove & Butman, 1994) qui sont eux-mêmes liés aux conditions environnementales, tel que, l'hydrodynamisme (Gentil & Cabioch, 1997). De plus, un gradient climatique longitudinal est le facteur déterminant dans la répartition de nombreuses espèces et conditionnent ainsi les communautés benthiques (Holme, 1966 ; Cabioch & Glaçon, 1977 ; Cabioch & Gentil, 1997 ; Gaudin, 2017) et pélagiques (Mahé *et al.*, 2005 ; Vaz *et al.*, 2007). Selon leurs exigences écologiques, deux grands ensembles d'espèces sont distinguées : les espèces dites occidentales (boréo-océaniques) et les espèces dites orientales (boréo-arctiques) (Gentil & Cabioch, 1997 ; Barnay, 2003). De ces deux grands ensembles, un gradient d'appauvrissement en espèces d'ouest en est s'observe

(Cabioch & Glaçon, 1977 ; Hecq *et al.*, 1992 ; Heip *et al.*, 1992 ; Gee & Warwick, 1996 ; Dauvin, 1999 ; Dauvin *et al.*, 2003a ; Desroy *et al.*, 2003). La péninsule du Cotentin constitue une frontière biogéographique pour de nombreuses espèces (Ellien *et al.*, 2000 ; Dupont *et al.*, 2003 ; Jolly *et al.*, 2004 ; Dauvin, 2015 ; Gaudin 2017)

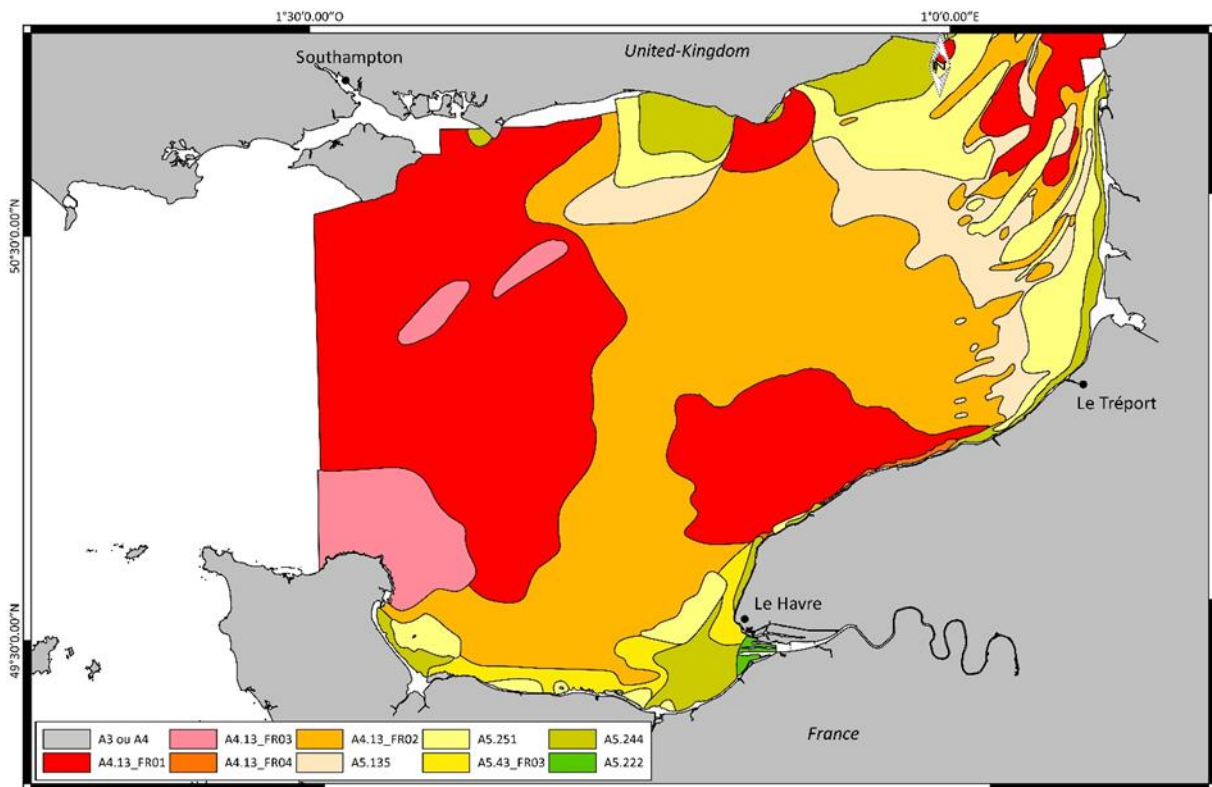


Figure 9 : Carte des communautés macrobenthiques dans le bassin oriental de la Manche (modifié d'après Cabioch *et al.*, 1978).

6.3 Structure et fonctionnement du réseau trophique

La description de la structure du réseau trophique passe par l'inventaire des espèces qui le constitue et des liens trophiques entre elles, afin de déterminer leur positionnement au sein du réseau en termes de niveau trophique. Tout d'abord, la diversité spécifique au sein des niveaux trophiques et en termes de relation trophiques peut être étudiée en relation avec la typologie du réseau, i.e. sa dimension et sa connectivité. Ensuite, un bilan en termes de répartition et flux de biomasse et d'énergie entre espèces, niveaux trophiques ou guildes peut être obtenu par diverses méthodes (équilibre de masse ou d'énergie, méthode inverse) dans l'hypothèse d'un réseau trophique à l'équilibre. Le couplage entre la production primaire et

le reste du réseau trophique au travers des consommateurs primaires (zooplancton) détermine en partie l'efficacité du transfert de matière et d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs. L'étude des assemblages d'espèces ou les communautés prépondérantes constituant les consommateurs primaires est notamment de première importance puisque ceux-ci influent aussi sur la longueur du chemin trophique en fonction de leur mode de vie (herbivores pélagiques ou benthiques, suspensivores, dépositivores, détritivores...). Enfin, les relations proie-prédateur entre consommateurs et leurs implications pour la structure du réseau trophique doivent être considérées. Celles-ci modèlent la structure de la partie supérieure du réseau trophique de la même façon que les caractéristiques des individus déterminent la structure démographique d'une population.

A partir des connaissances accumulées sur la structure du réseau trophique et sur les mécanismes qui le sous-tendent, il est ensuite possible de s'intéresser à sa dynamique dans le but de la comprendre et de la prédire. Ce genre d'étude est difficilement envisageable sans l'aide de la modélisation. Ainsi, l'approche écosystémique, au sens holistique, d'un système naturel est souvent opérée au travers de la modélisation environnementale. Un modèle est une représentation simplifiée de la réalité qui est infiniment plus complexe, un « résumé » qui ne retient que les processus les plus significatifs. Il constitue un outil important permettant d'améliorer la connaissance du système étudié, de faciliter la prédiction de l'évolution du système et de simuler de potentiels impacts pouvant affecter ce dernier. Ainsi, Ecopath est un outil de modélisation des réseaux trophiques basé sur le principe d'équilibre des flux. Son fonctionnement a été développé à partir des travaux antérieurs d'écologie théorique et pratique portant sur l'analyse des flux de matière entre les différents compartiments d'un écosystème. « Ecopath » est un modèle représentatif d'un complexe de trois modules concernant différents aspects de la modélisation trophique :

- Ecopath, qui est une image statique, à l'équilibre, du système ;
- Ecosim, une simulation temporelle dynamique ;
- Ecospace, une simulation spatio-temporelle originellement destinée à l'étude d'aire naturelle protégée

La composante « Ecosim » ainsi que le paramètre « d'accumulation de biomasse » ont pour conséquence qu'Ecopath ne peut plus être considéré comme un modèle de type dit « à l'état stable » (c'est-à-dire une image statique et moyenne du système sur un an) même si à l'origine

il a été conçu comme tel. Néanmoins, le principe fondamental, l'équilibre des masses, est toujours à la base de son fonctionnement (Villanueva *et al.*, 2009).

La modélisation des flux trophiques a déjà été réalisée en estuaire de Seine par Rybarczyk *et al.* (2003a) à l'aide du modèle ECOPATH tout comme en baie de Somme (Rybarczyk *et al.*, 2003b). Il a également été utilisé pour des simulations des pêcheries en Manche (Araujo *et al.*, 2008 ; Mackinson *et al.*, 2007). C'est le modèle qui a été retenu dans le programme européen INTERREG CHARM phase II et III par l'équipe du centre Ifremer Manche Mer du Nord pour une approche globale à l'échelle de l'ensemble du bassin oriental de la Manche (Villanueva *et al.*, 2009). Enfin, Garcia dans le cadre de sa thèse soutenue à l'université de Lille en octobre 2010 intitulée 'Approche fonctionnelle des communautés benthiques du bassin oriental de la Manche et du sud de la mer du Nord' a comparé cette méthode de modélisation des flux avec celle de la méthode inverse. L'objectif principal de sa thèse était de déterminer si la zone d'étude (Bassin oriental de la Manche et sud de la mer du Nord) pouvait être considérée comme une entité unique ou bien comme plusieurs unités fonctionnelles. Une étude du réseau trophique au travers de deux techniques de modélisation, inverse et Ecopath, ainsi réalisée. La zone d'étude a premièrement été divisée *a priori* selon les deux facteurs supposés influencer le plus l'organisation trophique des communautés benthique : géographiques (baie de Seine, Manche orientale et Mer du Nord) et sédimentaires (graviers et cailloutis, sables grossiers et sables fins). La comparaison des deux types de modèles, appliqués sur chaque division, a mis en évidence le rôle clé des suspensivores dans le transfert de matière ainsi que des différences de fonctionnement entre les divisions. Le fonctionnement trophique du benthos semble apparaître comme dépendant du type de sédiment auquel il appartient. Récemment, des études sur l'effet des activités anthropiques ont été réalisées en baie de Seine, notamment au niveau de l'estuaire suite à l'aménagement de Port 2000 (Tecchio *et al.*, 2015, 2016), sur les effets de dépôts de sédiments dragués de la Seine sur le site du MACHU (Pezy *et al.*, 2017a, b) et au niveau du futur parc éolien de Courseulles-sur-mer (Raoux *et al.*, 2017a, b)

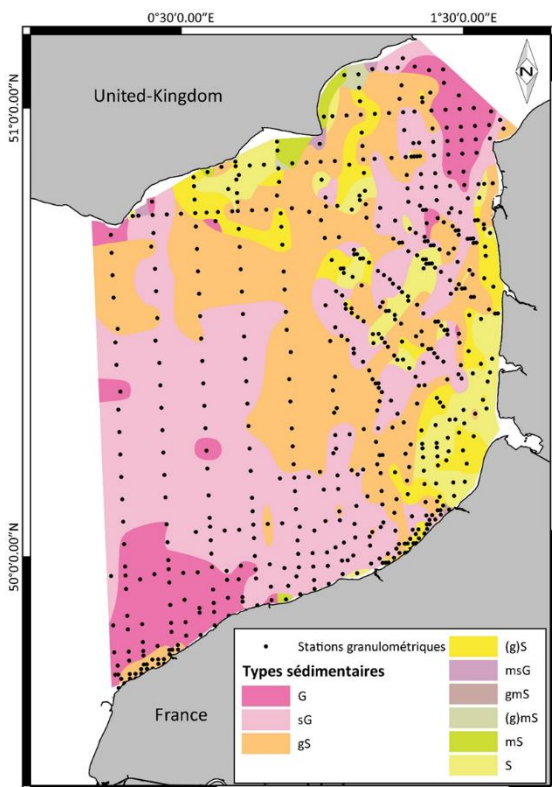
7. Contexte biocénétique de la Manche orientale

Le recensement des connaissances sur la Manche dans son ensemble vient d'être réalisé dans le cadre du programme INTERREG CHARM III, prolongement des première et deuxième phases du projet CHARM (CHARM I et CHARM II) qui avaient respectivement porté sur le détroit du

Pas-de-Calais puis le bassin oriental de la Manche (Carpentier *et al.*, 2005, 2009). Nous disposons notamment d'une base de métadonnées permettant de recueillir rapidement les données existantes sur tel et tel secteur de cette mer côtière et sur tel ou tel compartiment biologique (phytoplancton, zooplancton, macrobenthos et ichtyofaune). Le secteur côtier français de la Manche orientale (secteur marin à l'est du Cap d'Antifer jusqu'au Cap Blanc Nez) et du sud de la Mer du Nord bénéficient des travaux réalisés pour le suivi des centrales nucléaires de Paluel, Penly et Gravelines et aussi des études réalisées par les équipes de recherche de la Station Marine de Wimereux et du Centre Ifremer Manche-Mer du Nord de Boulogne sur Mer (Programme européen MAST, PNOC, PNEC, EC2CO, LITEAU, Programme régional Suivi des sels Nutritifs...).

7.1 Les travaux historiques

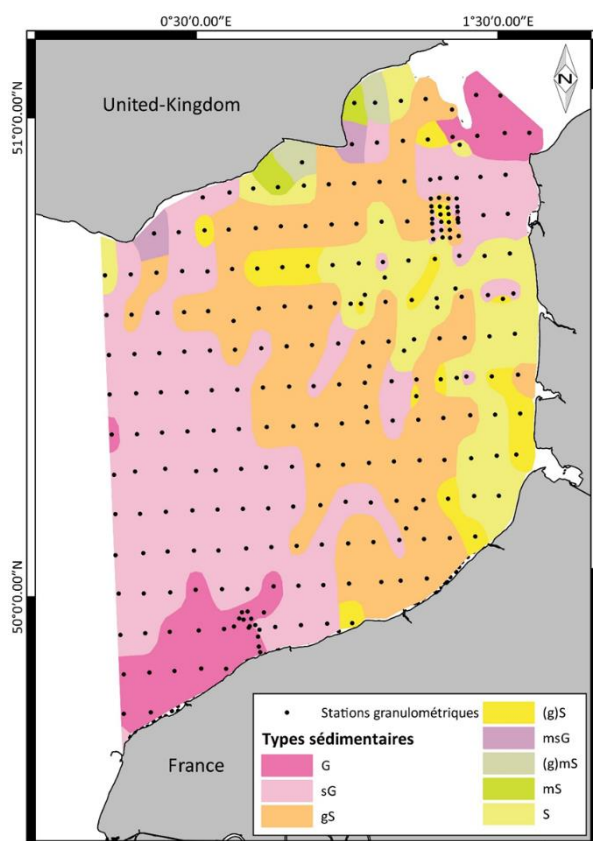
Pour les années 1971-1976, les données granulométriques sont complètes pour les 596 stations incluses dans le secteur de la Manche orientale (du cap d'Antifer au détroit du Pas-de-Calais) (Foveau, 2009). A partir de ces données, huit types sédimentaires différents ont été déterminés en utilisant la classification de Folk (Figure 25). Si on s'intéresse aux surfaces occupées par ces types sédimentaires, on s'aperçoit que les « sédiments grossiers » (graviers,



graviers ensablés, sables graveleux et gravier sablo-vaseux) occupent la majorité de la surface de la Manche orientale (83 %) (Figure 10). Parmi ces « sédiments grossiers », les graviers ensablés occupent la plus grande surface de la zone avec 41 %, suivis par les sables graveleux (31 %) et les graviers (11 %) (Figure 10). Pour les « sédiments fins » (sable légèrement graveleux, sable ensasé légèrement graveleux, sable ensasé et sable) occupant donc une surface de 16 %, les sables (sables moyens propres) couvrent la plus grande surface (8 %).

Figure 10 : Localisation des types sédimentaires selon la classification de Folk (1954) pour la période 1971-1976 (modifié d'après Foveau, 2009).

7.2 Les campagnes plus récentes



Pour la période 2006-2007, les analyses granulométriques ont été réalisées sur un ensemble de 254 stations (Foveau, 2009). Durant cette période les huit types sédimentaires présents en 1971-1976 (Foveau, 2009) (Figure 11) sont retrouvés. Les « sédiments grossiers » occupent 79 % de la Manche orientale ; les graviers ensablés occupent 37 %, les sables graveleux 32 % et les sables moyens propres 14 %.

Figure 11 : Localisation des types sédimentaires selon la classification de Folk (1954) pour la période 2006-2007(modifié d'après Foveau, 2009).

7.3 Evolution entre la situation 1971-1976 à 2006-2007.

L'évolution des couvertures sédimentaires (Tableau 1) entre la période 1971-1976 et 2006-2007 se traduit par une diminution de surface des graviers plus ou moins ensablés (781 km²) et une augmentation des sables (695 km²). On voit bien un « affinement » des faciès sédimentaires en Manche orientale durant cette période. (Tableau 1). Cette observation pourrait également être liée à la grille d'échantillonnage différente entre les deux séries de mesures.

Tableau 1 : Evolution de la surface (en km²) des différents types sédimentaires entre la situation de 1971-1976 et 2006-2007 (d'après Foveau, 2009).

Type sédimentaire	1971-1976	2006-2007	Différence
Graviers G	1268	962	- 306
Graviers ensablés sG	4642	4167	- 475
Sable graveleux gS	3482	3535	+ 53
Graviers sablo-vaseux msG	29	112	+ 83
Sable légèrement graveleux (g)S	810	576	- 234
Sable ensasé légèrement graveleux (g)mS	42	128	+ 86
Sable ensasé mS	97	91	- 7
Sable S	907	1601	+ 695

La couverture sédimentaire au niveau de la Manche orientale est essentiellement conditionnée par l'hydrodynamisme, correspondant au facteur dominant structurant ces habitats (Pingree & Griffiths, 1979 ; Beck *et al.*, 1991 ; Salomon & Breton, 1991 ; Grochowski *et al.*, 1993b ; Grochowski & Collins, 1994 ; Le Bot *et al.*, 2000 ; Le Bot & Trentesaux, 2004 ; Guillou & Chapalain, 2006 ; Anthony & Héquette, 2007 ; Guillou & Chapalain, 2008), facteur ne variant pas sur la période de comparaison. Les dunes sous-marines, aussi appelées « Ridens » dans la Manche orientale, peuvent se déplacer très rapidement, jusqu'à 40 m par an (Le Bot *et al.*, 2000). L'augmentation considérable des sables en Manche orientale entre les périodes 1971-76 et 2006-2007 pourrait donc correspondre à un étalement de ces dunes sous-marines. La pêche pourrait également être un facteur expliquant ce changement, le chalutage du fond modifie la structure sédimentaire en faisant resurgir des éléments grossiers sur la traîne de pêche et remettant en suspension les sédiments fins qui se redéposent plus loin (en lien avec le courant) (Durrieu de Madron & Ferré, 2005 ; Gilkinson *et al.*, 2006 ; Rice, 2006) et donc modifier les communautés benthiques présentes.

8. Problématique de la thèse

L'implantation des futurs parcs éoliens offshore en Manche constitue un changement majeur pour les zones maritimes et littorales concernées. Les conséquences sur l'économie régionale sont évidentes via la production d'énergie elle-même, mais aussi via les activités générées par la construction, la logistique, l'installation et la maintenance de ces structures.

Cependant, l'intérêt de produire de l'énergie à partir d'une ressource renouvelable ne doit pas avoir comme conséquence de dégrader outre mesure le milieu et doit prendre en compte les usages et les fonctions de ce milieu (frayères, zone de nurricerie, zone de repos, pêche, aires marines protégées, navigation maritime, navigation aérienne, tourisme ...).

Les fonds marins seront localement impactés par la présence des fondations des éoliennes et éventuellement par la présence de récifs artificiels. Une bonne connaissance des impacts induits par l'implantation et la présence d'éoliennes ainsi que des processus de restauration et d'ajustement du milieu est indispensable pour affiner les protocoles de suivi des sites d'implantations des parcs éoliens offshore.

Les différents suivis écologiques des activités humaines présentes en mer, notamment en Manche, sont étudiés de manière compartimentée. C'est-à-dire qu'un compartiment biologique va être étudié de manière isolé, sans prendre en compte les autres compartiments composant l'écosystème. Avec l'arrivée des éoliennes en mer, nouvelle activité humaine en mer pour la France, il est apparu évident de changer les stratégies d'études « classiques » pour une approche innovante. L'innovation de la thèse est d'appréhender une approche écosystémique au niveau du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport avec l'étude de l'ensemble des compartiments composant l'écosystème de ce futur parc éolien. Pour cela, différents compartiments ont été étudiés simultanément : benthos, suprabenthos, zooplancton, méiofaune, poissons démersaux. Le lien entre ces différents compartiments sera déterminé par l'analyse des contenus stomacaux des espèces démersales (qui se nourrissent au niveau du fond). Afin d'avoir une visualisation « unique » de la structure et du fonctionnement de cet écosystème, des modèles trophiques ont été réalisés avec les données acquises directement sur le site à un même instant. L'étude de cet écosystème a été réalisée de manière saisonnière, en hiver et en été. En effet, le fonctionnement peut être différent entre les saisons, avec une structure plus spécialisée sur certains compartiments en été ou en hiver. Pour cela, une approche proie-prédateur en lien avec l'analyse des contenus stomacaux est réalisée afin d'étudier le fonctionnement de l'écosystème. Pour cela, les compartiments proies seront catégorisés selon leurs positions de vie (benthos = endofaune, suprabenthos, épifaune vagile et sessile), afin de voir si ce paramètre a une influence dans le fonctionnement du réseau trophique.

Les objectifs de la thèse sont :

- L'établissement d'un état initial sédimentaire, zooplanctonique, suprabenthique et benthique sur le site de Dieppe-Le Tréport avant l'implantation d'éoliennes.
- L'analyse du couplage bio-sédimentaire. Pour cela, l'acquisition conjointe des données sédimentaires et benthiques est indispensable pour pouvoir les coupler et les interpréter en termes d'habitats.
- L'analyse de la variabilité saisonnière (hiver / fin d'été) et interannuelle du système : deux campagnes par année en 2014/2015 et en 2015/2016.

- La prise en compte d'une approche intégrée de l'ensemble de l'écosystème et non par de simples études « compartiment par compartiment ».
- L'application d'une approche écosystémique à partir de l'état zéro d'une nouvelle activité humaine afin de mieux comprendre l'évolution de l'écosystème dans son ensemble faces aux changements liés à l'arrivée de cette nouvelle activité.
- L'étude du couplage benthos/suprabenthos avec les poissons démersaux afin de mieux comprendre le transfert des organismes proies aux prédateurs supérieures.
- La réalisation de modèle trophique de type ECOPATH sur la future zone d'implantation d'éoliennes offshore avec comparaison du fonctionnement au niveau de la Manche orientale.

Les questions scientifiques de la thèse sont :

- Est-ce que les poissons démersaux se nourrissent sur les catégories de proies les plus abondantes ou ayant les biomasses les plus importantes ?
- Est-ce que la position de vie de ces organismes est importante dans le choix alimentaire de ces espèces démersales et donc dans la structure du réseau trophique ?
- Est-ce que le fonctionnement trophique est différent entre les différents types sédimentaires présents sur le site d'étude ?
- Le fonctionnement de l'écosystème sera-t-il différent entre les saisons (été/hiver) ?

Ma thèse s'organise en quatre chapitres :

- Dans le Chapitre 1 sera présentée la stratégie d'échantillonnage appliquée durant la période d'acquisition des données, ainsi que le détail du traitement des différentes données.
- Dans le Chapitre 2 seront détaillées la diversité et la structure des différents compartiments biologiques échantillonnés et identifiés.
- Le Chapitre 3 correspondra à une analyse du fonctionnement et de la structure du réseau trophique du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport.
- Et enfin, le Chapitre 4 dresse un bilan, sous forme de discussion générale et perspectives notamment sur la proposition de suivi des différents compartiments biologiques étudiés.

J'ai fait le choix de présenter l'ensemble des compartiments étudiés dans la thèse par type sédimentaire afin de pouvoir comparer les données acquises avec celles disponible en Manche (parc éolien de Courseulles-sur-mer : sables graveleux ; parc éolien de Fécamp : graviers ; site de dépôt de sédiments Machu : sables moyens...).

Chapitre 1 : Stratégie d'échantillonnage et de traitement des données

1. Définition des différents groupes composant le « Benthos »

Les termes de macrofaune et de microfaune furent les deux premières définitions permettant une séparation des individus benthiques par un facteur de taille « visuel » lors des premières prospections en mer (Dauvin, 1997). Il aura fallu attendre 1942, afin que le terme méiofaune soit créé par Mare. Ainsi, Mare qualifiait les invertébrés benthiques, essentiellement vagiles et différant du macrobenthos par leur taille plus petite, mais étant cependant plus grands que la majorité des représentants de la microfaune, le plus souvent limitée aux Protozoaires. Il a été retenu la limite de 1 mm pour distinguer le méiobenthos de la macrofaune. Puis, les espèces de plus grandes tailles, retenues uniquement sur un tamis de maille carrée de 10 mm forment la mégafaune.

Dans mon étude, les individus appartenant au groupe du « Benthos » sont caractérisés par rapport à leurs positions de vie vis-à-vis du substrat. Pour cela, les individus benthiques retenus sur un tamis à ouverture circulaire de 1 mm sont classés en quatre catégories (Figure 12):

- L'endofaune : totalité des espèces qui se trouvent dans l'épaisseur, les cavités, fissures ou interstices du substrat (Pérès, 1961).
- L'épifaune vagile : totalité des espèces vagiles qui se trouvent à la surface du sédiment ou de la roche (Pérès, 1961).
- L'épifaune sessile : totalité des espèces sessiles sans possibilité de mobilité se trouvant à la surface du sédiment ou de la roche (Pérès, 1961).
- Le suprabenthos : partie de la faune benthique, constituées d'animaux de petite taille, surtout des crustacés péracarides, qui tout en étant liés au fond d'une façon ou d'une autre, possèdent de bonnes capacités natatoires et pouvant occuper, pendant des périodes et sur des distances variables, la couche adjacente au fond (Brunel *et al.*, 1978).

Lors de campagnes d'échantillonnage benthique, sont aisément distingués trois des quatre catégories par rapport aux connaissances déjà acquises sur les espèces présentes. Pour définir le sous-groupe suprabenthos, il faut utiliser un traîneau adapté afin de pouvoir définir les espèces benthiques possédant des capacités natatoires et qui sont retrouvées dans ce

compartiment dit « couche suprabenthique » (Figure 12). Une fois, les espèces réparties dans ces différentes catégories, il est possible de calculer par unité de surface, la quantité du stock de proies présentes dans ces quatre catégories. Comme il a été fait auparavant, les espèces du « benthos » ont été classées en quatre catégories, une fois les espèces réparties, il est facile, à partir des espèces présentes dans les estomacs de poissons, de les replacer dans ces quatre catégories.

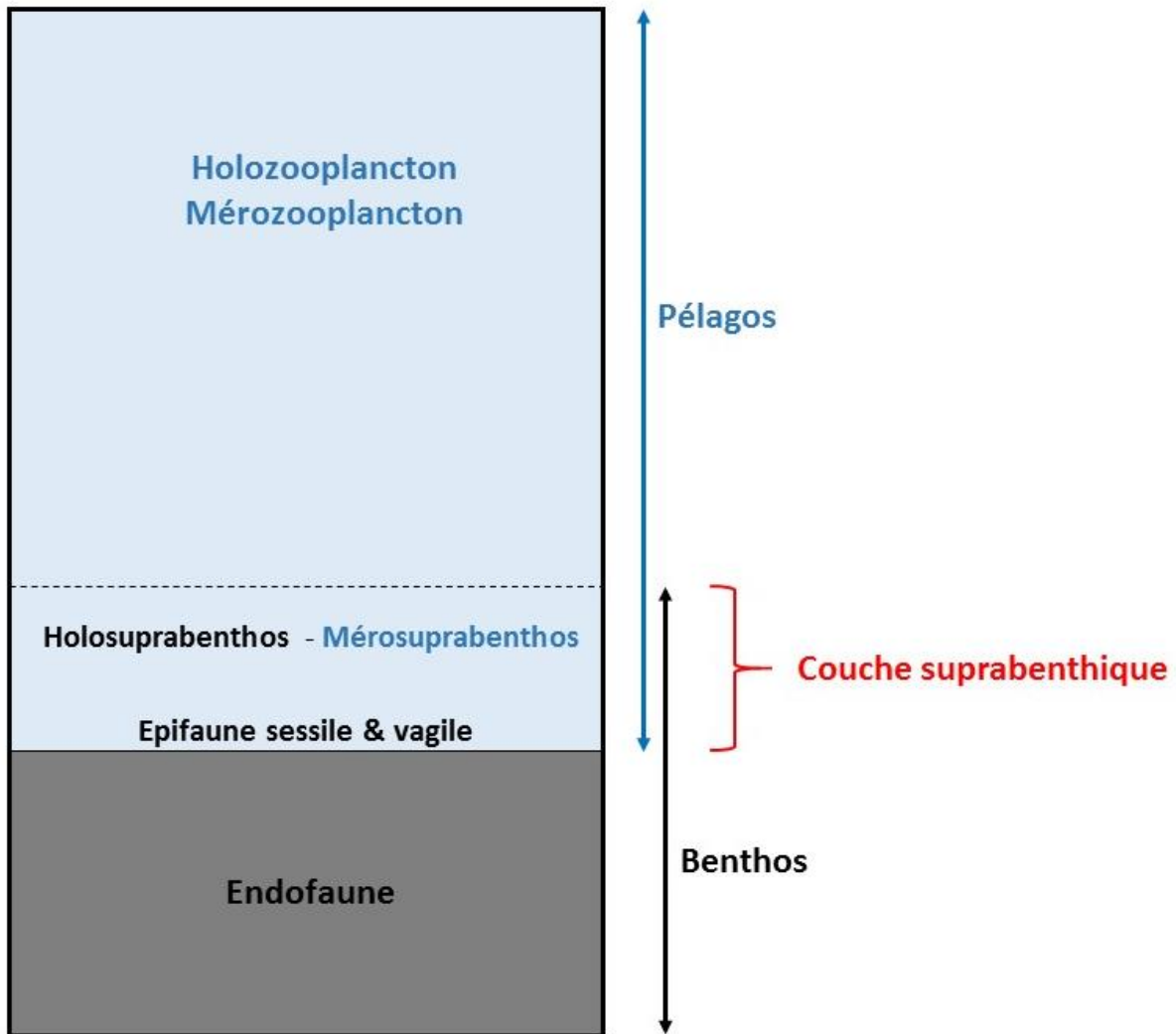


Figure 12 : Catégories du benthos et du pélagos vivant dans le sédiment, la couche suprabenthique et la colonne d'eau.

Dans cette étude, il a été choisi de distinguer les organismes vivant dans la couche suprabenthique en deux catégories (Figure 12) :

- L'holosuprabenthos correspond au suprabenthos sensu Brunel et au suprabenthos des publications de Dauvin *et al.* (2000, 2008) en Manche. Les organismes constituant cette catégorie correspondent aux crustacés péracarides possédant de bonnes capacités natatoires migrant du sédiment à la couche adjacente au fond dite « couche suprabenthique » de manière permanente entre les saisons.
- Le mérosuprabenthos correspond au zooplancton démersal, c'est-à-dire le zooplancton collecté dans les quatre filets du traîneau suprabenthique, soit de 0,1 à 1,45 m au-dessus du fond.

2. Les campagnes d'échantillonnage

Quatre campagnes en mer ont été organisées afin de tenir compte de la variabilité induite par les recrutements des principales espèces benthiques intervenant durant les saisons et durant les années. Ces campagnes se sont déroulées à bord du Celtic Warrior (Figure 13). Une cinquième campagne en mer fut réalisée afin d'acquérir des profils vidéos sur les deux types sédimentaires du site.



Figure 13 : Navire Celtic warrior.

2.1 Campagne 1 : été 2014

Initialement prévue du 15 au 19 septembre 2014, elle a été reportée du 29 septembre au 2 octobre 2014 en raison de la non-disponibilité de l'ensemble des engins de prélèvement. La campagne s'est bien déroulée, tous les prélèvements benthiques et de granulométrie ont été effectués ainsi que tous les traits de chalut à perche et de zooplancton. Pour le suprabenthos, seule la station extérieure a été prospectée car les conditions météorologiques rendaient la manipulation du traîneau suprabenthique dangereuse.

2.2 Campagne 2 : hiver 2015

Elle a été prévue et réalisée du 25 février au 1 mars 2015. Tous les prélèvements ont été correctement échantillonnés.

2.3 Campagne 3 : été 2015

Initialement prévue du 7 au 11 septembre 2015, elle a été reportée pour des raisons de panne du treuil hydraulique du navire le Celtic Warrior au 20 et 21 septembre 2015 pour la partie benthos et granulométrie puis au 8 et 9 octobre 2015 pour la partie zooplancton, suprabenthos, sonde CTD et chalutages. Tous les prélèvements ont été correctement échantillonnés.

2.4 Campagne 4 : hiver 2016

La campagne a été effectuée en deux jours. La partie benthos, granulométrie le 5 mars 2016 et la partie zooplancton, suprabenthos, sonde CTD et chalutages le 10 mars 2016. Tous les prélèvements ont été correctement échantillonnés.

2.5 Campagne 5 : juillet 2016

La campagne a été effectuée en deux jours, du dimanche 17 au lundi 18 juillet 2016. Deux types d'engins vidéos furent utilisés durant ces deux jours afin d'acquérir des photographies et des vidéos de la surface sédimentaire.

3. Prospection en mer

3.1 Prospection à la benne

3.1.1 *Le Benthos*

Le nombre de stations pour l'étude du macrozoobenthos a été choisi d'après l'historique d'étude de la zone par le bureau d'étude "IN VIVO" en 2008 et 2010 (In Vivo, 2013). Pour le compartiment benthique, un total de 25 stations a été défini afin d'avoir une bonne couverture de l'ensemble de la zone. Parmi ces 25 stations, 20 sont présentes à l'intérieur du futur parc éolien et cinq à l'extérieur afin de caractériser les communautés à la périphérie du parc. Pour chaque station, cinq réplicats sont réalisés. La position théorique de l'ensemble des stations (25) retenues est précisée dans l'annexe 1 et est représentée à la figure 14. La position des stations tient compte des informations disponibles sur la présence d'épaves, de câbles sous-marins ou de tout autre obstacle.

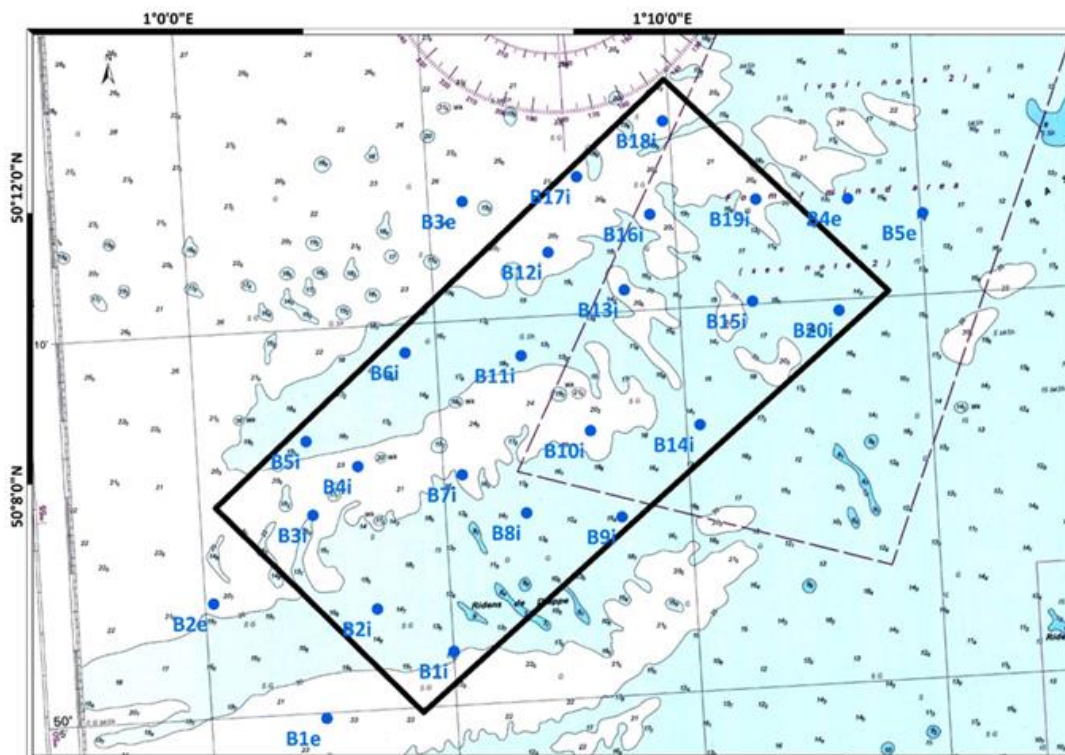


Figure 14 : Carte des stations de benthos (en bleu) au sein du périmètre du parc éolien (en noir) sur un fond de carte marine IGN.

Les cinq échantillons de macrofaune (réplicats) d'une même station sont traités séparément. Le tamisage à bord s'est fait sur un tamis à ouverture circulaire de 1 mm (Figure 15 B). La conservation des refus de tamis a été réalisée après fixation au formol neutre à 10% (Figure 15 C) dans des bidons étanches allant de 3 à 15 L (Figure 15 D) selon la quantité de refus de tamis (partie supérieure à 1 mm). Du rose Bengale a été ajouté dans les échantillons permettant une coloration du macrozoobenthos pour faciliter leur tri en laboratoire. Entre les différents prélèvements d'une même station, si la distance était trop importante (dérive par le courant du point théorique), le bateau se repositionne sur la coordonnée théorique de la station.

L'engin d'échantillonnage utilisé est une benne Van Veen (Figure 15 A) qui permet de faire un prélèvement unitaire de 0,1 m² et est considérée comme efficace si elle prélève au moins 5 L de sédiment. Lors de chaque prélèvement, une photographie numérique a été réalisée afin d'aider à rendre compte par la suite de la nature sédimentaire et des espèces remarquables de grande taille dans l'échantillon. De plus, pour chaque station une "fiche de mer" a été complétée.



Figure 15 : Benne Van Veen (A), tamisage (B), fixation au formol (C) et ensemble des échantillons (D).

3.1.2 La granulométrie

Pour le compartiment sédimentaire, 30 stations sont définies dont 25 stations correspondent aux stations benthiques (Figure 16). L'engin de prélèvement est la benne Van Veen (Figure 15 A). L'échantillonnage revient à prendre une pelle de sédiments d'un volume approximatif de 0,5 L et une autre d'eau si le sédiment était vaseux (partie fine des sédiments en suspension). La faune de taille observable a été ôtée du prélèvement afin d'éviter la putréfaction du sédiment lors de l'analyse car ce dernier ne fait pas l'objet d'un agent conservateur (comme le formol).

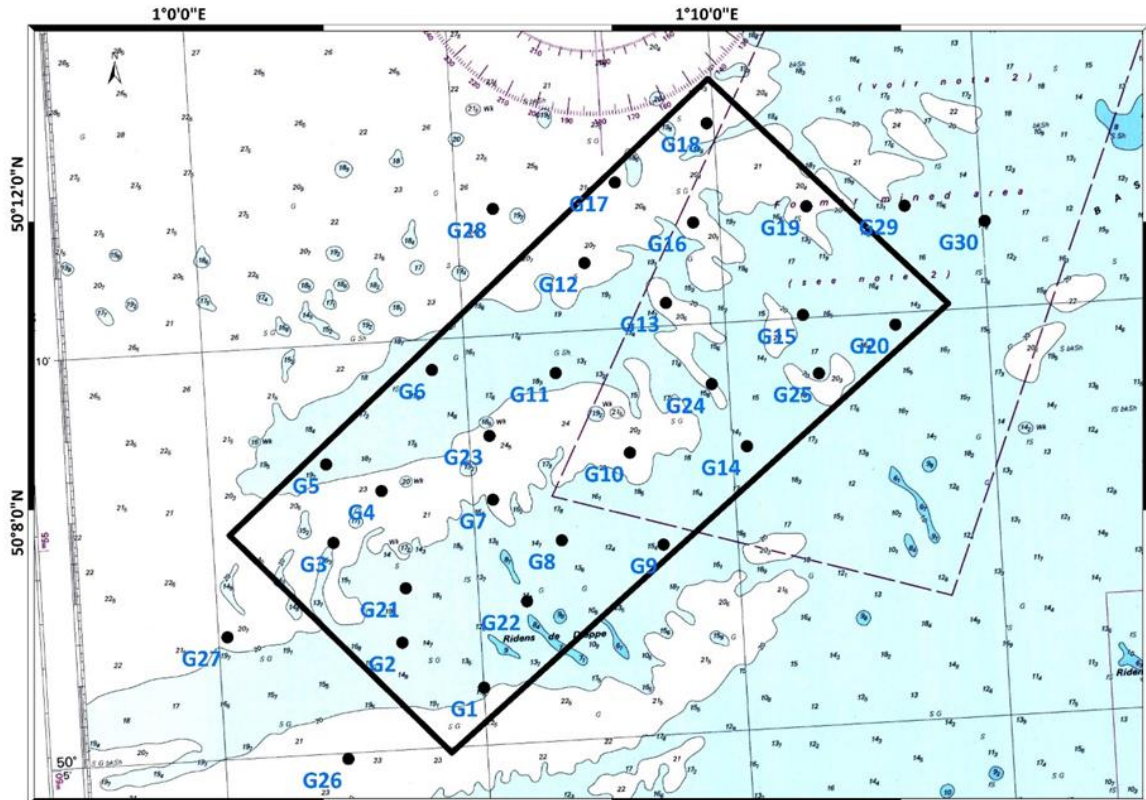


Figure 16 : Carte des stations de granulométrie (en bleu) au sein du périmètre du parc éolien (en noir) sur un fond de carte marine IGN.

3.1.3 La méiofaune

Les prélèvements effectués sur le site de DLT avec la benne Van Veen ne montraient pas de fuites/pertes significatives de sédiments. Ainsi, il a été choisi d'utiliser cette benne pour les prélèvements de méiofaune. En effet, la mise en place d'un carottier aurait augmenté le temps en mer et n'aurait pas permis la réalisation de l'échantillonnage de l'ensemble des stations pendant le temps imparti aux campagnes. La méiofaune est échantillonnée dans le prélèvement servant à la granulométrie à l'aide d'une petite trappe sur le dessus de la benne Van Veen permettant un prélèvement de sédiment au niveau de l'interface eau/sédiment à l'aide d'une carotte d'un diamètre de 3,6 cm. Le prélèvement est ensuite disposé dans un pot et fixé avec du formol recouvert d'eau portée à ébullition. Les stations où la méiofaune est prélevée correspondent aux 25 stations benthos (Figure 14).

3.1.4 *La matière organique*

La matière organique est échantillonnée dans le prélèvement servant à la granulométrie à l'aide d'un pilulier en plastique qui est maintenu au frais avant d'être congelé de retour au laboratoire. Les stations où la matière organique est prélevée correspondent aux 25 stations benthos (Figure 14).

3.2 **Prospection dans la colonne d'eau**

3.2.1 *Le suprabenthos*

La faune suprabenthique de la zone du Tréport a été échantillonnée grâce au traîneau Macer-GIROQ modifié (Figure 17) (Dauvin & Lorgeré, 1989). Ce traîneau est constitué de deux parties : la partie antérieure avec quatre boîtes de 0,18 m² de surface et la partie postérieure avec quatre filets WP2 de 500 µm de maille. La disposition des filets (Figure 17) permet un échantillonnage étagé de la colonne d'eau fractionnée en quatre niveaux :

- 0,10 – 0,40 m : Filet 1 (F1)
- 0,45 – 0,75 m : Filet 2 (F2)
- 0,80 – 1,10 m : Filet 3 (F3)
- 1,15 – 1,45 m : Filet 4 (F4)

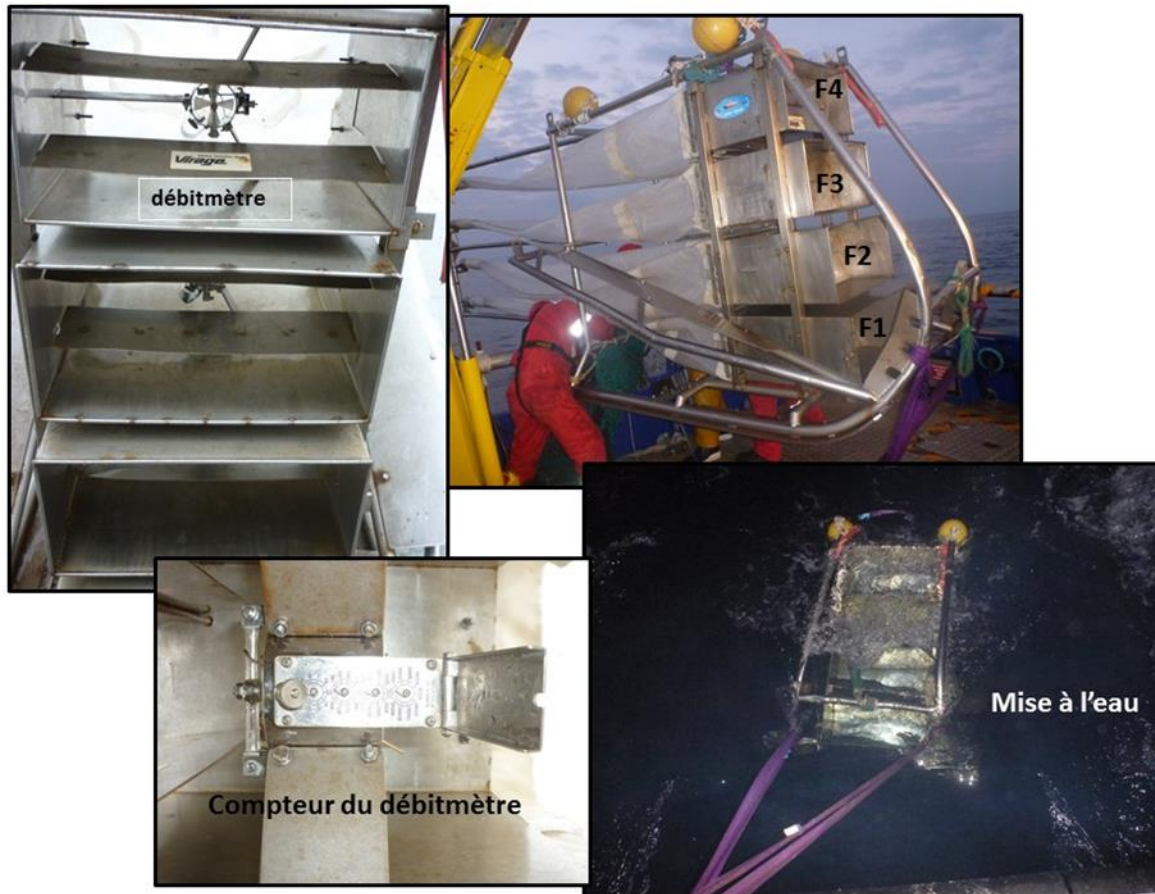


Figure 17 : Traîneau suprabenthique Macer-Giroq

Au centre de ces boites, un débitmètre de type TSK (Tsurimi Seiki Ku) permet d'estimer le volume d'eau filtré pour chaque niveau grâce à une équation de conversion, afin de calculer des abondances pour 100 m³. Son équation de conversion est :

$$V = N_t \times S \times \alpha$$

- V : Volume d'eau filtré en m³
- N_t : Nombre de tours du débitmètre
- S : Surface d'ouverture du filet (0,18 m²)
- α : Coefficient de conversion fourni par le constructeur (environ 0,15)

Le compartiment suprabenthique est étudié à l'intérieur et à l'extérieur du parc (Figure 18). Ces deux localisations correspondent à deux types sédimentaires différents, les graviers sableux (intérieur) et les sables (à l'extérieur). Dans chaque zone, deux traits de 15 min sont

effectués à contre-courant à une vitesse de 1,5 nœud de jour et de nuit afin d'étudier les migrations nycthémerales.

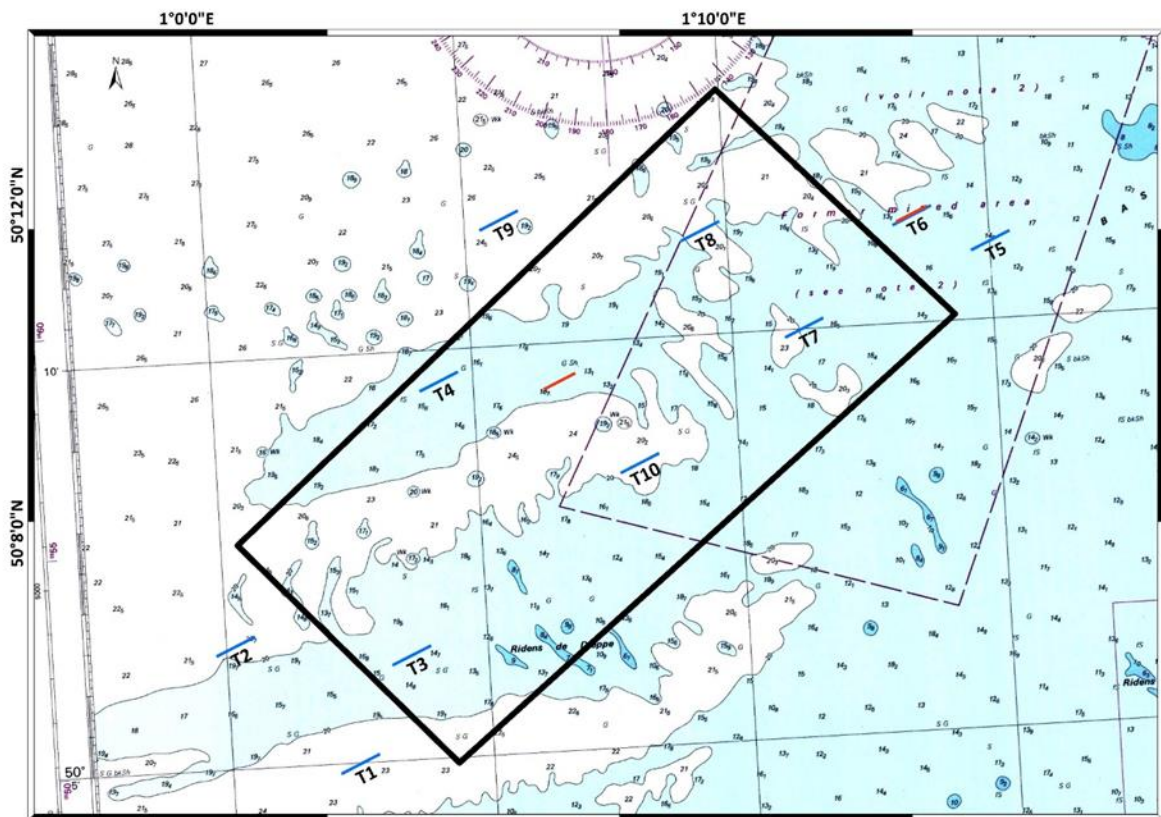


Figure 18 : Carte des stations du suprabenthos (en rouge).

3.2.2 Le zooplancton

La faune zooplanctonique de la zone du Tréport a été échantillonnée grâce à un filet zooplanctonique WP2 de 200 μm de maille (Figure 19). Ce compartiment est étudié à l'intérieur et à l'extérieur du parc aux mêmes stations que le suprabenthos (Figure 17). Dans chaque zone, quatre traits obliques (du fond vers la surface) sont effectués à une vitesse de 1 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ durant le jour (deux traits) et la nuit (deux traits). Au centre du filet, un volucompteur est installé afin de mesurer le volume d'eau filtré dans le but de calculer les abondances et les biomasses pour 100 m^3 . L'équation de conversion est :

$$V = N_t \times 0,3 \times S$$

- V : Volume d'eau filtré en m^3
- N_t : Nombre de tours de volucompteur
- S : Surface d'ouverture du filet (1,03 m^2)



Figure 19 : Filet zooplanctonique WP2 de maille 200 μm .

3.2.3 La sonde CTD



Au niveau de chaque station de prélèvement suprabenthique et zooplanctonique, des profils CTD ont été réalisés avec une sonde CTD de type Seabird 25 (Figure 20) permettant de mesurer la salinité, la turbidité et la fluorescence de la colonne d'eau, de la surface à un mètre du fond. Cette sonde est utilisée lors des mesures du réseau Somlit, par exemple à la station marine de Luc-sur-mer. Un profil est fait de nuit et de jour à l'intérieur et à l'extérieur du parc.

Figure 20 : Sonde CTD de type Seabird 25.

3.3 Prospection dans la couche d'eau adjacente au fond

3.3.1 Prospection au chalut à perche

Les poissons démersaux sont échantillonnés avec un chalut à perche de 3 m (Figure 21) qui est utilisé par l'IFREMER dans le cadre du suivi de Penly, il possède une poche de maillage de 20 mm (maille étirée) permettant ainsi la capture des petites espèces de poissons.

Pour étudier ce compartiment, 10 traits de chaluts (5 à l'extérieur, 5 à l'intérieur) sont réalisés à contre-courant à une vitesse de 3 - 3,5 nœuds voire moins selon la force du courant pendant une période de 15 min (Figure 22).

L'ensemble des poissons de chaque trait est mesuré et pesé (poids frais) à bord du navire. Ensuite, ces mêmes poissons sont décérébrés et leurs ventres sont incisés avant de les placer entiers dans un bidon où ils seront fixés au formol neutre à 30% permettant une excellente fixation de leur contenu stomacal. Le reste de la mégafaune (crabes, oursins...) est dénombré, déterminé et pesé (poids frais). Des spécimens sont conservés dans du formol pour une détermination sous loupe binoculaire et pour mesurer leurs biomasses.



Figure 21 : Chalut à perche de 3 m lors de la mise à l'eau et du vidage.

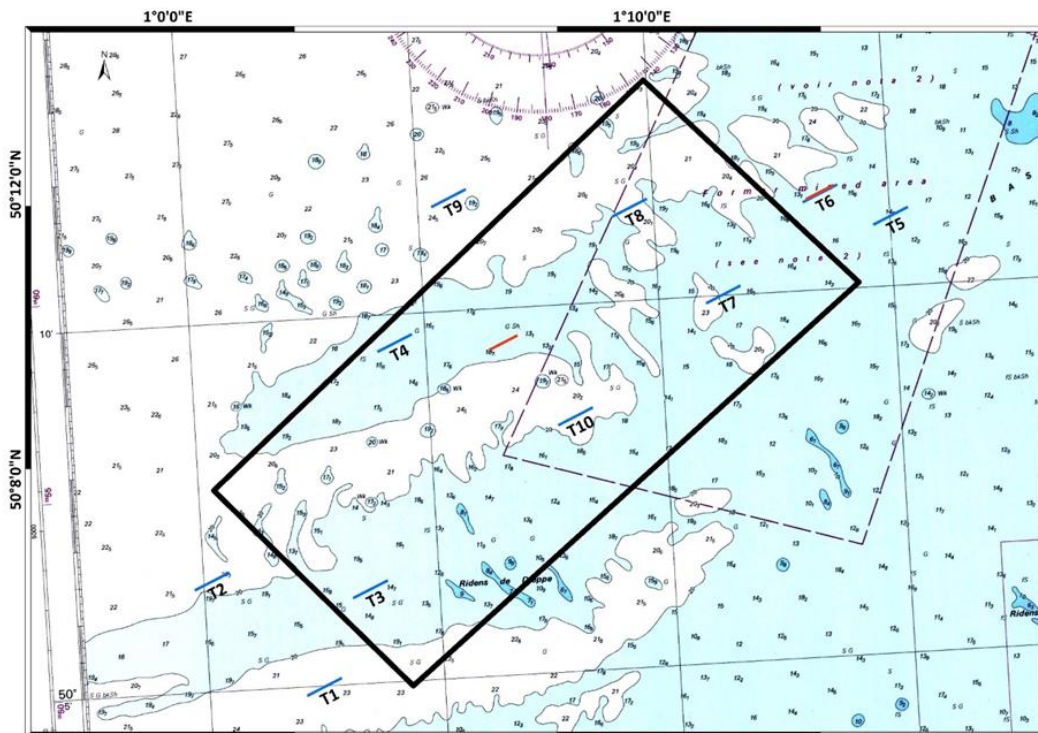


Figure 22 : Traits de chalutage.

3.3.2 Prospection avec traîneau photographique/vidéographique

Les photos et vidéos obtenues au sein du futur parc éolien ont été acquises à l'aide du Traîneau de l'entreprise G-Tec (Figure 23). Un total de huit traits a été réalisé (Tableau 2) : trois traits sur les sables fins, quatre sur les sables grossiers et un sur les graviers (Figure 24). Sur chaque trait une vidéo de 20 min a été enregistrée, le nombre de photos réalisées sur ces traits est résumé dans le tableau ci-dessous :

Tableau 2 : Récapitulatif des acquisitions photographiques (entre parenthèse le nombre de photos pour la station).

	Sables moyens	Sables graveleux	Graviers ensablés
Stations	B4e (55)	B8i (51)	B4i (51)
	B5e (57)	B2e (53)	B11i (51)
	B15i (54)		B1e (67)
Nombre total de photos	166	104	168

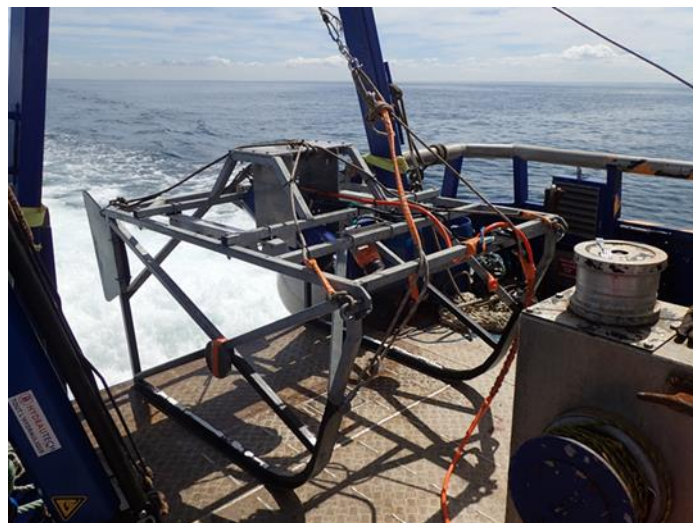


Figure 23 : Traîneau vidéo/photo de G-Tec.

L'objectif de cette campagne qui s'est déroulée en juillet 2016 est de déterminer la morphologie et la surface du sédiment, mais également les espèces dispersées du macrozoobenthos et les poissons.

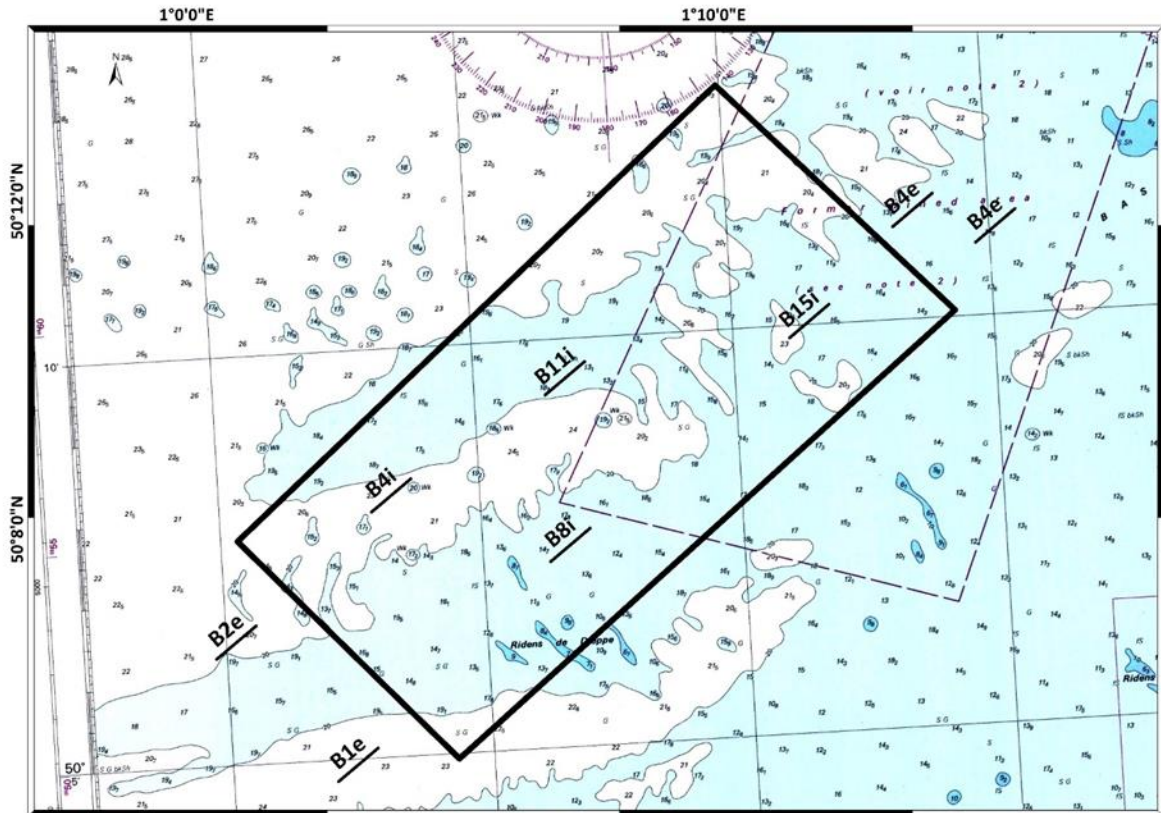


Figure 24 : Stations réalisées avec le traineau G-Tec pour les photos et vidéos.

4. Travail de laboratoire

4.1 Analyses granulométriques

Pour chaque prélèvement, le sédiment a été dessalé à l'eau douce par trois lavages successifs afin de supprimer tout résidu de sel qui provoquent par cristallisation des agrégats de grains. Lorsque le sédiment contenait une part importante de particules très fines (<50 μm), ces dernières furent séparées du reste de l'échantillon. Le prélèvement a ensuite été séché à l'étuve à 60° C pendant au moins 24 h et tamisé de suite ou maintenu dans l'étuve jusqu'à son tamisage. Une série de 33 tamis a été utilisée (Tableau 3) sur une tamiseuse vibrante à 60 amplitudes par minute pendant 15 min. Le choix des tamis est basé sur la classification de Went Worth (1922) modifié par Folk (1954), Folk & Ward (1957) et Folk (1966) adapté selon Blott & Pye en 2001.

Tableau 3 : Série des 33 tamis utilisée pour la granulométrie en μm .

Classes granulométriques			
> 63000 μm	Blocs]2000-1600] μm	Sables très grossiers
]63000-50000] μm	Graviers très grossiers]1600-1250] μm	
]50000-40000] μm]1250-1000] μm	
]40000-31500] μm	Graviers grossiers]1000-800] μm	Sables grossiers
]31500-25000] μm]800-630] μm	
]25000-20000] μm]20000-16000] μm]500-400] μm
]16000-12500] μm	Graviers moyens]400-315] μm	
]12500-10000] μm]315-250] μm	
]10000-8000] μm]250-200] μm	Sables fins
]8000-6300] μm	Graviers fins]200-160] μm	
]6300-5000] μm]160-125] μm	
]5000-4000] μm]125-100] μm	Sables très fins
]4000-3150] μm	Graviers très fins]100-80] μm	
]3150-2500] μm]80-63] μm	
]2500-2000] μm]63-50] μm	Silts très grossiers
		<50 μm	Silts-Argiles

La masse de la fraction inférieure à 50 μm a été calculée en additionnant la valeur de la pesée du sédiment ayant traversé le tamis de 50 μm lors du tamisage mécanique et la valeur de la pesée du sédiment recueilli par décantation lors du tamisage préalable effectué sur les sédiments envasés. Les résultats ont ensuite été ramenés en pourcentage du poids total de l'échantillon. Pour chaque station et à chaque date, un histogramme de fréquence relative pondérale et une courbe cumulée de fréquence relative pondérale ont été établis.

4.2 Analyse de la macrofaune benthique

4.2.1 Le tri

Les échantillons de sédiments contenant la macrofaune sont tout d'abord rincés afin d'éliminer le fixateur (formol) dont les émanations sont irritantes et nocives pour la santé. Les échantillons sont rincés au fur et à mesure de l'avancement des travaux, afin d'éviter toute dégradation des organismes. Ce rinçage s'effectue sur un grand tamis de 0,5 mm afin d'être

sûr de conserver les individus de taille supérieure ou égale à 1 mm En effet, les organismes sont ensuite séparés un à un du reste de l'échantillon (sédiment, coquilles vides, cailloutis...) tout d'abord par la technique d'élutriation et la coloration préalable des échantillons (lors de la fixation) par du rose Bengale afin de faciliter le tri (coloration rose des invertébrés) puis le reste du refus est trié visuellement. Les postes de tri sont munis d'une loupe équipée d'une lumière froide blanche. Chaque catégorie d'organismes (Crustacés, Polychètes, Mollusques, Echinodermes ou autres) est reconditionnée dans des piluliers contenant de l'alcool à 70°. Le tri des échantillons est réalisé à la station marine de l'université de Caen Normandie à Luc-sur-Mer (CREC).

4.2.2 La détermination

L'identification des organismes est effectuée sous loupe binoculaire et microscope (pour les caractères morphologiques les plus petits) au laboratoire M2C. La détermination des individus est effectuée autant que possible jusqu'au niveau de l'espèce pour chaque échantillon. Ce travail se base sur différents ouvrages du Royaume-Uni (British Synopsis), les Faunes de France si nécessaire mais surtout sur de nombreuses publications scientifiques récentes révisant les familles ou les genres. Le comptage du nombre d'individus par taxon est fait pour chaque réplicat et les individus de chaque espèce sont placés dans un pilulier. Les bivalves de grandes tailles sont mesurés à l'aide d'un pied à coulisse possédant une précision de 0,01 mm afin d'avoir des classes de tailles permettant d'avoir des données de biomasses précises. Une collection de référence pour le suprabenthos, benthos et mégafaune a été constituée sur l'ensemble des quatre campagnes.

La détermination de l'épifaune sessile a été réalisée jusqu'au niveau taxonomique le plus élevé possible. Les espèces arrachées au substratum ont également été prises en compte. Pour les espèces dénombrables, les individus (ou colonies dans les cas des *Alcyonium*) ont été dénombrés. Pour les espèces d'épifaune sessile difficilement dénombrables, seule leur présence a été notée.

4.2.3 Les biomasses

Tous les individus d'une même espèce sont regroupés dans un même pilulier, puis placés dans un creuset en porcelaine qui est mis dans une étuve à 60°C pendant 96h au minimum afin d'être sûr que tout l'alcool s'est bien évaporé et d'obtenir le poids sec (PS). Ces échantillons subissent ensuite une crémation dans un four à 500°C durant 5h, au cours de laquelle la matière organique est consommée. Une nouvelle pesée permet de déterminer le poids de cendres (PC). La différence entre le poids de cendres (PC) et le poids sec (PS) donne le poids sec libre de cendres (PSLC) correspondant à la matière organique donc à la "biomasse". Les pesées sont effectuées à l'aide d'une balance de marque Mettler d'une précision à 0,0001 g près. Pour quelques espèces, différents piluliers sont réalisés selon leur taille (juvénile ou adulte). Pour les grandes espèces de bivalves (*Glycymeris glycymeris*, *Politapes rhomboides*, *Arcopagia crassa*, *Dosinia lupinus* et *Laevicardium crassum*), les biomasses sont faites par classe de taille afin d'être plus précis.

4.3 Analyse de la mégafaune et des contenus stomacaux

La mégafaune a été ramenée au laboratoire pour être identifiée jusqu'au niveau de l'espèce pour les espèces difficilement déterminables sur le bateau. Puis ces individus sont ensuite triés, comptés et pesés (poids formolé, poids sec, poids calciné et poids sec libre de cendres) par espèce et par trait. Chaque estomac de chaque poisson de chaque trait est prélevé et les organismes ingérés sont déterminés à l'espèce si la conservation le permet et sont dénombrés après avoir été déformolés.

4.4 Analyse de l'holosuprabenthos

Les différents échantillons de l'holosuprabenthos sont rincés sur un tamis de maille 200 µm afin de retirer l'agent fixateur (formol) puis sont entièrement triés et déterminés sous loupe binoculaire. Chaque espèce de chaque zone (intérieur et extérieur du parc) est placée dans des piluliers différents pour effectuer les biomasses. L'holosuprabenthos sensu stricto c'est-à-dire les pécaricides (amphipodes, cumacés, mysidacés, tanaidacés et isopodes) les pycnogonides, les leptostracés et les décapodes nageurs adultes seront analysés séparément du macrozooplancton présent dans ce compartiment.

4.5 Analyse du zooplancton

Les échantillons de zooplancton sont rincés sur un tamis de maille 100 µm afin de retirer l'agent fixateur, puis sont placés dans l'eau. Chaque échantillon est ensuite subdivisé avec une boîte Motoda (Motoda, 1959) permettant ainsi d'obtenir des fractions contenant environ 500 individus, qui sont ensuite triés et déterminés par grande groupe : Chaetognathes, Copépodes, larves de Décapodes, Ostracodes et larves de Polychètes. Les biomasses sont réalisées au niveau de chaque prélèvement.

4.6 Analyse de la méiofaune

Les échantillons de méiofaune sont éluutriés afin de récupérer les individus présents dans le sédiment. L'éluutriation consiste à une élimination du formol par rinçage de l'échantillon sur un tamis de 38 µm. Puis l'échantillon rincé est replacé dans une cuvette et est éluutrié entre x et y fois jusqu'à ce que l'intégralité de la faune présente dans le sédiment soit retrouvée dans le tamis de 38 µm. L'absence de vase et de détritiques dans les échantillons permet de réaliser cette technique simple et rapide, évitant de séparer la méiofaune par centrifugation par gradient de densité. Les biomasses sont réalisées au niveau de l'ensemble des individus composant la méiofaune, il n'y a pas de tri selon les différents taxons présents.

4.7 Analyse de la Matière Organique

La technique de la perte au feu a été utilisée afin de mesurer la quantité de matière organique présente dans un échantillon de sédiment. Tout d'abord, chaque échantillon est sous divisé en trois sous échantillons afin d'avoir trois répliqués d'une même station. Ensuite, les échantillons ont été placés à l'étuve à 60°C durant deux semaines puis au four à 500°C durant 5h. Au cours de ces étapes, trois pesées différentes ont été réalisées pour chaque échantillon :

- Une pesée des coupelles en céramique vides servant à conditionner environ 10 g de sédiments, poids noté PV (Poids Vide)
- Une pesée du sédiment dans la coupelle après sa sortie de l'étuve, poids noté PS (Poids Sec)

- Une pesée du sédiment présent dans la coupelle après sa sortie du four, poids noté PC (Poids Calciné)

La teneur en matière organique exprimée en pourcentage de la masse de sédiment sec est calculée par la formule :

$$MO (\%) = \frac{(PS-PC)}{(PS-PV)} \times 100$$

5. Analyses des données

L'ensemble des données est enregistré par compartiment et par campagne sur des fichiers Excel. Les calculs sont effectués sous Excel 2010 et les analyses ont été menées grâce au logiciel Primer v6 (Clarke, 2006) et au logiciel R. Les cartes ont toutes été réalisées à l'aide du logiciel QGIS 2.18.2.

Les noms scientifiques attribués à chaque organisme ont été mis à jour en se basant sur le site web WORMS (World Register of Marine Species) le 25 mars 2017. Les abondances (N) et les biomasses (en PSLC) sont exprimées par 1 m² dans le cas des prélèvements à la benne Van Veen.

Avant toute application d'analyse de variance (ANOVA), les conditions de normalité (Test de Shapiro-Wilk) et la variance (test de Bartlett) ont été vérifiées. Ensuite des ANOVA à un facteur (saison ou type sédimentaire) ont été appliquées sur les données de richesses taxonomiques, d'abondances et de biomasses pour les différents compartiments/catégories biologiques. Si des différences statistiques sont observées, un test post ANOVA (test de Tukey) est réalisé afin d'identifier précisément les différences.

5.1 Les abondances

Les valeurs d'abondance par station sont interprétées selon le tableau 4, pour les données rapportées par unité de surface.

Tableau 4 : Interprétation des valeurs de N.

Valeur de N	Interprétation
]0-10 ind/m ²]	Espèce très peu abondante
]10-100 ind/m ²]	Espèce peu abondante
]100-1000 ind/m ²]	Espèce abondante
]1000 ind/m ² - +∞]	Espèce très abondante

5.2 Les biomasses

La biomasse de chaque taxon est calculée pour chaque réplicat en PSLC (Poids Sec Libre de Cendres) en utilisant la formule suivante : PSLC = PS – PC avec PS (Poids Sec) et PC (Poids Calciné). Lorsqu'un ou plusieurs individus ont été placés en collection et que leur biomasse n'a donc pas été mesurée, elle est remplacée par la biomasse individuelle moyenne (en PSLC) des autres individus prélevés durant la même campagne.

5.3 La richesse taxonomique

La richesse taxonomique (Rt) est mesurée en additionnant le nombre de taxon recueilli au niveau de chaque station, c'est-à-dire sur les cinq réplicats. La Rt est calculée en faisant la moyenne des campagnes C1 et C3 pour l'été et des campagnes C2 et C4 pour l'hiver.

5.4 L'indice de Shannon-Weaver

H', l'indice de diversité de Shannon-Weaver (1948), exprimé en bits, est calculé à partir d'un logarithme de base 2 selon la formule suivante :

$$H' = - \sum \left(\frac{ni}{N} \right) \times \log_2 \left(\frac{ni}{N} \right)$$

- ni l'abondance du taxon i
- N l'abondance totale dans la station considérée

Il est également calculé au niveau de chaque station et pour chaque saison avec un écart-type. Les valeurs de H' calculées correspondent essentiellement aux espèces dénombrables de l'enfofaune, épifaune vagile et épifaune sessile (par exemple *Spirobranchus*). Les valeurs de H' sont interprétées selon le tableau 5, d'après les limites fixées par Vincent *et al.* (2002) et utilisées dans le cadre de la DCE (Directive Cadre sur l'Eau) pour les zones côtières.

Tableau 5 : Interprétation des valeurs de H' (d'après Vincent *et al.*, 2002).

Valeur de H	Interprétation
[0 - 1[Communauté très peu diversifiée
[1 - 2[Communauté peu diversifiée
[2 - 3[Communauté diversifiée
[3 - 4[Communauté très diversifiée
[4 - +∞[Communauté extrêmement diversifiée

5.5 L'indice de Pielou

L'indice d'équitabilité de Pielou (J') (Pielou, 1966) complète l'indice de diversité de Shannon (H'). Il permet d'appréhender la structure quantitative d'une communauté en terme de dominance d'une ou de plusieurs espèces. Il correspond au rapport entre la diversité (H') observée au sein d'une station et la diversité maximale (H' max), atteinte lorsque les espèces ont des effectifs identiques (Frontier *et al.*, 2004). Sa valeur varie de 0 (dominance d'une des espèces) à 1 (équpartition des individus dans les espèces). Il se calcule selon la formule suivante :

$$J' = \frac{H'}{H \max}$$

5.6 Indice biotique : AMBI

Le Coefficient Benthique (CB ou AMBI) (Borja *et al.*, 2000) consiste à pondérer le pourcentage des espèces classées en cinq groupes écologiques (GI à GV) puis de calculer l'AMBI selon la formule suivante :

$$\text{AMBI} = 0 \text{ EG}_I + 1,5 \text{ EG}_{II} + 3 \text{ EG}_{III} + 4,5 \text{ EG}_{IV} + 6 \text{ EG}_V$$

- EG_I = espèces très sensibles à l'enrichissement en Matière Organique
- EG_{II} = espèces indifférentes à l'enrichissement en Matière Organique
- EG_{III} = espèces tolérantes à un excès de Matière Organique
- EG_{IV} = espèces opportunistes de 2nd ordre
- EG_V = espèces opportunistes de 1er ordre

Cet indice permet de déterminer un état écologique et une classification selon un code couleur (Tableau 6). Selon la valeur de l'AMBI, l'état de la communauté est qualifié de normale à azoïque faisant aussi référence à un degré de stress propre au site d'étude (de non stressé à extrêmement stressé). L'avantage de cette méthode est de fournir une variable continue qui, grâce à une équivalence écologique indique le statut écologique (de mauvais à très bon) défini pour répondre aux exigences de la DCE.

Tableau 6 : Equivalence entre les valeurs de l'AMBI et les différents états écologiques définis par la Directive Cadre Eau (d'après Borja *et al.*, 2000, 2004).

Classification du site	Valeur de l'indice AMBI	Etat écologique (DCE)	Dominance des groupes écologiques
Non stressé	$0,0 < \text{AMBI} < 0,2$	Très bon	I - II
	$0,2 < \text{AMBI} < 1,2$		
Légèrement stressé	$1,2 < \text{AMBI} < 3,3$	Bon	III
Moyennement stressé	$3,3 < \text{AMBI} < 4,3$	Moyen	IV - V
	$4,3 < \text{AMBI} < 5,0$	Médiocre	
Fortement stressé	$5,0 < \text{AMBI} < 5,5$		Mauvais
	$5,5 < \text{AMBI} < 6$		
Extrêmement stressé	Azoïque		Azoïque

5.7 Indice biotique modifié : M-AMBI

Le M-AMBI est un indice multimétrique de la qualité écologique du benthos marin de substrat meuble (Muxiha *et al.*, 2007). Il résulte d'une application de l'analyse factorielle à l'indice AMBI, la richesse spécifique et l'indice de diversité de Shannon-Weaver. Cet indice se base sur un état de référence en accord avec la DCE. Une valeur de référence a été définie faisant référence à un environnement non perturbé dans lequel les valeurs correspondant à la richesse spécifique, l'abondance et l'indice de diversité de Shannon sont élevées (Tableau 7). Le statut écologique fait référence à l'état écologique des masses d'eau développé dans le cadre de la DCE (Tableau 8). Une équivalence entre les valeurs de l'indice biotique modifié M-AMBI et les états écologiques a été définie (Muxika *et al.*, 2007). Le 80^{ème} centile le plus élevé des trois paramètres faunistiques généraux a été choisi comme valeurs de référence, correspond à un environnement non perturbé (validation Jean-Claude Dauvin) (Tableau 7).

Tableau 7 : Valeurs de référence pour le calcul du M-AMBI selon l'habitat.

Sables moyens	Richesse spécifique	47
	Diversité de Shannon	3,75
	AMBI	0,75
Sédiments grossiers	Richesse spécifique	114
	Diversité de Shannon	5,62
	AMBI	0,38

Tableau 8 : Equivalences entre les valeurs du M-AMBI et les différents états écologiques.

Etat Ecologique	Valeur du M-AMBI
Mauvais	$0,00 < M-AMBI \leq 0,20$
Médiocre	$0,20 < M-AMBI \leq 0,39$
Moyen	$0,39 < M-AMBI \leq 0,55$
Bon	$0,55 < M-AMBI \leq 0,85$
Très bon	$M-AMBI > 0,85$

5.8 Indice BO2A

Le BO2A (Benthic Opportunistic Annelida Amphipoda) est un indice mesurant la réponse des communautés face à une perturbation, notamment en lien avec un enrichissement en matière organique (Dauvin & Ruellet, 2009 ; Dauvin *et al.*, 2016). Cet indice prend en compte les fréquences relatives des polychètes opportunistes (appartenant aux groupes écologique IV et V) et celles des amphipodes (bio-indicateurs, très sensibles à la pollution).

$$BO2A = \log_{10}\left(\frac{f \text{ polychètes IV \& V}}{f \text{ amphipode}} + 1\right)$$

Tableau 9 : Equivalence entre les valeurs du BO2A et les différents états écologiques (Dauvin *et al.*, 2016).

Etat Ecologique	Valeur du BO2A
Très bon	0,00 < BO2A ≤ 0,02
Bon	0,02 < BO2A ≤ 0,13
Moyen	0,13 < BO2A ≤ 0,20
Médiocre	0,20 < BO2A ≤ 0,26
Mauvais	BO2A > 0,26

5.9 Analyses multivariées : Classification Ascendante Hiérarchique

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est une méthode de classification, qui produit des regroupements définis par un certain nombre de caractères (Lebart *et al.*, 2006). Le processus de cette méthode est de construire des classes par agglomération successive de deux objets entre eux, de deux classes entre elles ou d'une classe et d'un objet (Benzécri, 1976), jusqu'à obtenir une hiérarchie de partition des objets. Différents calculs de distance pouvant être faits, le choix doit être judicieusement effectué en fonction du type de données employées.

Pour les données en présence-absence et l'analyse comparative des assemblages, c'est l'indice de similarité de Sorensen qui a été choisi. Cet indice de similarité accorde beaucoup plus d'importance à la présence qu'à l'absence des espèces. Cet indice est calculé de la façon suivante :

$$S = \frac{2A}{(2A+B+C)}$$

- A, le nombre d'espèces présentes dans les deux prélèvements
- B, le nombre d'espèces présentes dans un seul des deux prélèvements
- C, le nombre d'espèces présentes uniquement dans l'autre prélèvement

Le facteur « 2 » devant le A permet d'assigner une plus grande importance à la double présence.

L'indice de similarité de Bray-Curtis a été employé avec les données d'abondance qui ont subi une transformation en $\log(X + 1)$ afin de minimiser l'importance des espèces ayant un facteur 1000 entre les abondances minimales et maximales, les données de biomasses ont été transformées en racine carrée afin de minimiser l'importance des écarts de biomasse avec un facteur 100 entre les biomasses minimales et maximales (Clarke & Gorley, 2006).

L'analyse des dendrogrammes a été complétée par une analyse SIMPER (PRIMER V6), le calcul de la fidélité, de la constance ainsi que l'indice Indval (Dufrêne & Legendre, 1997) afin de caractériser les assemblages obtenus.

5.10 Constance, Fidélité, classification biocénotique et indice Indval

C (la constance) et F (la fidélité) de chaque taxon des différents assemblages obtenus sont ensuite calculés. La constance d'une espèce est le rapport, en pourcentage, entre le nombre de stations (P_i) où l'espèce i est présente et le nombre total de stations (P_t) de chaque assemblage considéré (Dajoz, 1975). Sa valeur est interprétée selon le tableau 10. Elle s'exprime par la formule suivante :

$$C_i = \frac{P_i}{P_t} \times 100$$

Tableau 10 : Interprétation des valeurs de C.

Valeur de C	Interprétation
[0 - 12,5 % [Espèce rare
[12,5 - 25 % [Espèce occasionnelle
[25 - 50 % [Espèce commune
[50 - 100 %]	Espèce constante

La fidélité d'une espèce *i* à une unité A est le rapport, en pourcentage, de la constance de cette espèce (C_{iA}) au sein de cette unité sur la somme de ses constances dans chaque unité de la zone étudiée (Retière, 1979).

Sa valeur est interprétée selon le tableau 11. Elle s'exprime par la formule suivante :

$$FiA = \frac{CiA}{(CiA + \dots + CNA)} \times 100$$

Tableau 11 : Interprétation des valeurs de F

Valeur de F	Interprétation
[0 - 10 % [Espèce accidentelle
[10 - 33,3 % [Espèce accessoire
[33,3 - 66,6 % [Espèce indifférente
[66,6 - 90 % [Espèce préférante
[90 - 100 %]	Espèce élective

On définit les espèces caractéristiques d'un assemblage comme étant celles qui y sont à la fois constantes ou au moins communes et électives ou au moins préférantes. Ces calculs sont réalisés avec toutes les espèces.

Le tableau de classification biocénétique résume l'étude de la caractérisation des assemblages faunistiques par la constance et la fidélité (Tableau 12). Il se présente sous la forme d'une liste d'espèces réparties entre les différentes modalités de constance et de fidélité.

Tableau 12 : Tableau de classification biocénétique (d'après Retière, 1979 et Dajoz, 1975).

Fidélité Constance	Espèces électives	Espèces préférantes	Espèces indifférentes	Espèces accessoires et accidentelles
Espèces constantes	Espèces les plus caractéristiques de l'assemblage		Espèces tolérantes à large répartition, non caractéristiques de l'assemblage	
Espèces communes				
Espèces occasionnelles	Espèces caractéristiques mais rares		Espèces ne présentant pas de caractéristiques apparentes pour l'assemblage	
Espèces rares	Espèces trop rares pour être considérées comme caractéristiques			

La méthode Indval a été proposée par Dufrêne & Legendre (1997). Cet indice permet de définir les espèces indicatrices d'un assemblage en calculant leur spécificité A et leur fidélité B. Ainsi, une bonne espèce indicatrice devrait se trouver surtout dans un seul assemblage de la typologie et être présente dans la plupart des stations qui appartiennent à cet assemblage.

$$\text{Ind}_{\text{Val}} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

La spécificité A_{ij} d'une espèce i pour l'assemblage j équivaut à l'abondance moyenne de cette espèce dans les sites de j rapporté à l'abondance moyenne dans les autres assemblages. La fidélité B_{ij} d'une espèce i pour j est le rapport entre l'occurrence de cette espèce dans les sites de j sur le nombre total de sites du même assemblage.

$$A_{ij} = \frac{N \text{ individus } j}{N \text{ individus } l}$$

$$B_{ij} = \frac{N \text{ sites } j}{N \text{ sites } j}$$

6. Analyse isotopiques

Les atomes constitutifs des organismes vivants proviennent des atomes dont ils se nourrissent. Il y a donc une relation entre la signature isotopique de leur nourriture et leur propre signature isotopique. La composition isotopique d'un consommateur reflète la composition isotopique de sa source de consommation avec un certain enrichissement (De Niro & Epstein, 1978). Chaque espèce possède donc une signature isotopique caractéristique, et à chaque transfert trophique, il existe un enrichissement isotopique, c'est-à-dire, une modification du rapport isotopique (isotopes lourds / isotopes légers) avec un enrichissement en isotopes lourds chez l'organisme prédateur (Figure 25).

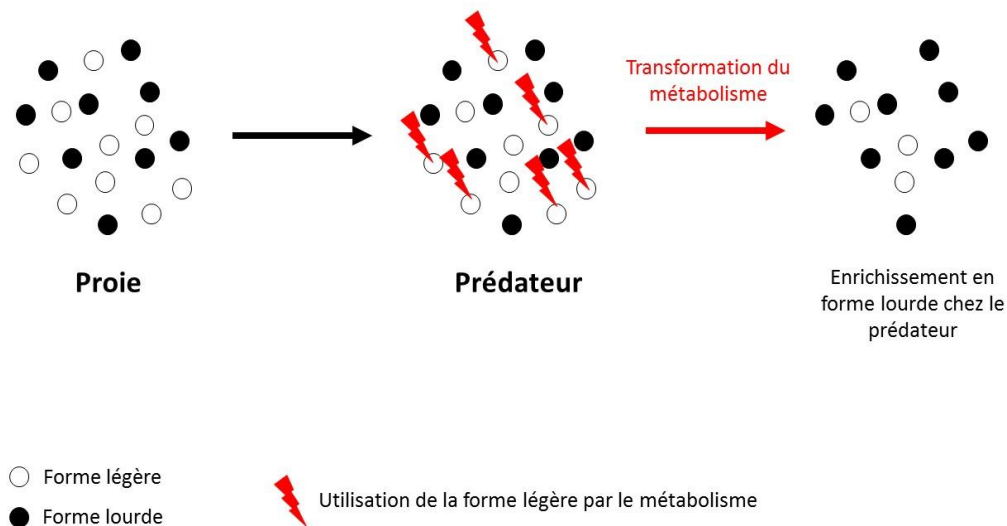


Figure 25 : Illustration de l'enrichissement en isotopes de formes lourdes à chaque niveau trophique.

Le $\delta^{15}\text{N}$ est utilisé en écologie des réseaux trophiques en tant qu'indicateur du positionnement trophique des organismes étudiés. Le $\delta^{13}\text{C}$ donne quant à lui des indications sur les sources de carbone primaire (de quoi se nourrit le consommateur). Néanmoins, ces indications ne permettent pas de préciser les espèces prédatées mais à quels groupes d'organismes ils appartiennent en se basant sur leur signature isotopique (Peterson & Fry, 1987)

La composition isotopique en azote et en carbone de tous les échantillons a été comparée à celle des standards de référence, et est calculée selon la formule suivante :

$$\delta(X \%) = \left(\frac{R \text{ échantillon}}{R \text{ standard}} - 1 \right) \times 100$$

Où X = ^{13}C ou ^{15}N , $R_{\text{échantillon}} = ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ dans l'échantillon, et, $R_{\text{standard}} = ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ dans les standards de référence. Ces standards de référence sont le Pee Dee Bélemnite pour le carbone (formation calcaire fossile marine de Caroline du Sud aux USA), et l'air atmosphérique pour l'azote (Peterson & Fry, 1987).

Le niveau trophique (TL) de chaque espèce a été calculé à partir de la formule suivante (Minagawa & Wada, 1984) :

$$\text{TL} = \lambda + (\delta^{15}\text{N}_{\text{organisme}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{base}}) / \Delta\text{N}$$

Avec TL correspondant au niveau trophique de l'organisme étudiée sur le site. Le $\delta^{15}\text{N}_{\text{organisme}}$ correspond à la signature isotopique mesurée de l'organisme et ΔN correspond à l'enrichissement moyen de ratio isotopique d'azote par niveau trophique : 3,4 ‰ (Minagawa & Wada, 1984). Le $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$ est le $\delta^{15}\text{N}$ d'un consommateur primaire du réseau trophique et λ le niveau trophique de ce dernier. Dans ce cas, il est question de l'amande de mer, *Glycymeris glycymeris*. On considère que ce mollusque filtreur se nourrit exclusivement de phytoplancton présent dans son milieu, c'est un consommateur primaire herbivore. Les organismes dont il se nourrit sont des producteurs primaires avec un niveau trophique de 1. Le niveau trophique qui est associé à cet organisme ($\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$) sera donc de 2.

6.1 Préparation des échantillons

6.1.1 Organe analysé

Pour la réalisation des analyses isotopiques du carbone et de l'azote, il était indispensable de bien choisir l'organe à prélever sur les individus en fonction de son taux de renouvellement cellulaire (Tiezen *et al*, 2003 ; Sponheimer *et al*, 2006). Pour de nombreux organismes, notamment les poissons, la croissance et/ou l'augmentation de la biomasse sont continues, même si la taille n'évolue plus trop à partir d'un certain âge (Chouvelon, 2011). Le muscle est en général le tissu de référence dans les études utilisant des approches isotopiques pour définir les signatures isotopiques (Bodin, 2005).

Le prélèvement des muscles chez les poissons consistait à retirer la peau et à prélever uniquement les filets en prenant soin de ne prendre aucune arête ou cartilage. Les estomacs

avaient déjà été extraits pour des analyses de contenus stomacaux, il fallait donc veiller à ne pas contaminer les filets avec des organes ou des glandes percées lors de l'éviscération afin de ne pas contaminer le prélèvement.

6.1.2 Lyophilisation

Les muscles prélevés sont placés dans des sacs en plastique fermés hermétiquement et congelés avant d'être lyophilisés. Cette étape consiste à éliminer toute l'eau présente dans les tissus par un processus de sublimation sous vide. Les échantillons sont placés durant 72 h au lyophilisateur afin de garantir que les échantillons les plus importants soient complètement lyophilisés.

6.1.3 Le broyage

Après lyophilisation, les échantillons sont broyés manuellement. La poudre des échantillons a été introduite dans des Eppendorf de 2 mL puis passés au broyeur à bille durant 5 min.

6.1.4 Spectrophométrie

Les échantillons sont analysés à l'aide d'un analyseur élémentaire EA 3000 (EuroVector) couplé à un spectromètre de masse sur la plateforme PLAtIN de l'Université de Caen Normandie (plateforme de la SFR icore).

7. Modélisation des réseaux trophiques : Ecopath with Ecosim

Le modèle développé dans ma thèse a été construit en utilisant le logiciel Ecopath with Ecosim. Le module Ecopath (Figure 26) donne une image instantanée des flux formant le réseau trophique. Le logiciel Ecopath with Ecosim permet de comprendre l'organisation et le fonctionnement trophique d'un écosystème en le considérant dans sa totalité. L'ensemble de la biomasse de l'écosystème est ainsi répartie entre différentes boîtes trophiques appelées compartiments. Ces compartiments peuvent être constitués d'une seule espèce et /ou de plusieurs espèces ayant un régime alimentaire commun. Le logiciel nécessite d'estimer pour chaque compartiment trophique, son régime alimentaire (représenté par le pourcentage d'occurrence de chaque groupe dans le bol alimentaire des autres) ainsi que trois des quatre paramètres suivants : biomasse, productivité (production/biomasse), le taux de consommation (consommation/biomasse) et l'efficacité écotrophique (fraction de la

production consommée dans le réseau trophique). Enfin, les captures par pêche de chaque compartiment devront également être estimées.

ECOPATH est basé sur deux équations caractérisant chaque compartiment trophique. La première équation (Eq. 1) est l'équation des flux sortant qui décrit pour chaque compartiment le devenir de sa production. Cette équation suppose un équilibre des masses, c'est-à-dire que, la production d'un compartiment est égale aux pertes de ce même compartiment, à l'accumulation de biomasse et à la migration ou encore ce qui est produit est égal à ce qui est consommé. La deuxième équation (Eq.2) indique comment est utilisée la consommation de chaque compartiment et caractérise ainsi le lien vers les niveaux trophiques inférieurs.

(Eq. 1) Production = Mortalité par prédation + Captures par pêches + Accumulation de biomasse + Migration nette + Autres mortalités

(Eq. 2) Consommation = Production + Respiration + Nourriture non assimilée

Le modèle permet de quantifier par méthode inverse les flux entre les différents groupes trophiques, en supposant un état d'équilibre des masses sur une période donnée c'est-à-dire qu'ils considèrent que la variation de biomasse est nulle. Ainsi l'écosystème est modélisé à l'état stable. Les deux équations linéaires mentionnées ci-dessus sont résolues par algèbre matriciel pour produire des estimations des flux qui équilibrent les entrées et les sorties, tout paramètre manquant fait l'objet d'une estimation. Cette approche permet de quantifier les flux de matière et d'énergie au sein de l'écosystème, d'évaluer le rôle des différents compartiments ainsi que d'évaluer la réponse de la chaîne trophique aux changements.

De plus, le logiciel Ecopath permet de quantifier des incertitudes dans les paramètres d'entrée par le biais d'un Pedigree. Ce dernier permet ainsi de juger de la qualité du modèle Ecopath sur la base de l'origine des données utilisées lors de sa construction. Pour chacun des paramètres d'entrée B (biomasse), P/B (production/biomasse), Q/B (consommation/biomasse), et Y (captures) et pour chaque compartiment, l'origine des données est codée à l'aide de tableaux prédéfinis et fournis dans le guide de l'utilisateur

d'Ecopath (Christensen *et al.* 2005). Une fois les tableaux remplis, un indice de Pedigree global à l'échelle du modèle est calculé par le logiciel.

Le modèle temporel Ecosim permet d'appréhender les variations temporelles de la biomasse de l'ensemble des groupes trophiques, les changements dans la distribution des flux trophiques aussi bien que l'évaluation au fil du temps des indicateurs de santé écosystémiques basés sur le fonctionnement du réseau trophique. De plus, Ecosim permet de réaliser des simulations à partir de scénarios théoriques, et de décrire la dynamique de variations des indicateurs de fonctionnement sous forme d'une projection dans le futur.

Dans le cadre de cette thèse, les modules Ecosim et Ecospace, n'ont pas été utilisés.

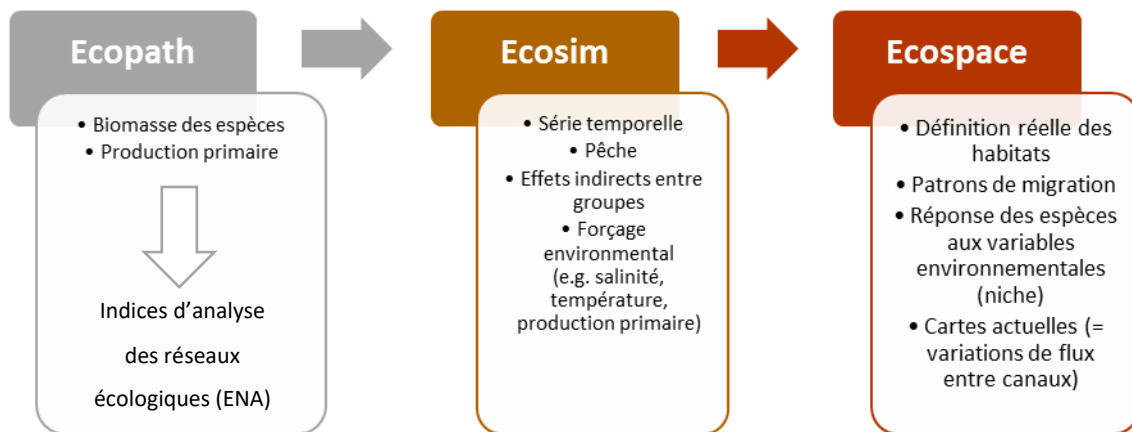


Figure 26 : Présentation des trois outils numériques de la suite « Ecopath with Ecosim ». Le projet présenté ici repose sur le premier indice de l'analyse des réseaux écologiques

Les indices de l'analyse des réseaux écologiques ou « Ecological Network Analysis » (ENA) en Anglais permet de caractériser la structure (organisation) et le fonctionnement des écosystèmes (Ulanowicz, 1986). Ces analyses ont déjà été appliquées sur des systèmes côtiers et marins afin d'évaluer des changements dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes (Rybarczyk *et al.*, 2003 ; Niquil *et al.*, 2012 ; Tecchio *et al.*, 2015; Raoux *et al.*, 2017). De plus, ces indices sont souvent utilisés pour évaluer le niveau de stress des écosystèmes car ils permettent de quantifier les effets d'une perturbation sur l'écosystème (Ulanowicz, 1997, Ortiz & Wolff, 2002, Patricio & Marquez, 2006, Tecchio *et al.*, 2015). En outre, certains indices de l'analyse des réseaux écologiques, ont pu être reliés au concept de stabilité (Christensen *et al.*, 2005) ou comme indicateur de la résilience du réseau trophique (Heymans *et al.*, 2007). Enfin, certains de ces indices sont proposés comme indicateurs de santé des écosystèmes sous l'angle du descripteur Réseau Trophique de la Directive Cadre

Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) (Dame & Christian, 2007, Niquil *et al.*, 2012, Rombouts *et al.*, 2013).

Les indices suivants seront calculés par le module Network Analysis qui est intégré dans le logiciel Ecopath with Ecosim.

- Le flux total du système (T..) correspond à la somme de tous les flux du système. Cet indice permet de quantifier la quantité de matière transitant dans le système et donc son activité totale.
- L'indice d'omnivorie ou OI pour Omnivory Index correspond à la variance entre les niveaux trophiques des différentes proies d'un prédateur donné. Cet indice est proche de zéro lorsque le prédateur ne se nourrit que d'un seul niveau trophique et présente une valeur élevée lorsque le prédateur se nourrit de plusieurs niveaux trophiques. C'est également un indicateur de la structure et de la complexité du réseau trophique : une valeur élevée de SOI correspond à une structure en réseau alors qu'une valeur faible de SOI est associée à une structure en chaîne (Libralato, 2008).
- L'indice de recyclage de Finn (FCI) indique la proportion totale d'énergie recyclée par rapport au flux totaux du système (Finn, 1976). Il mesure l'importance relative des cycles par rapport au débit total, reflétant ainsi la complexité des liens internes au sein de l'écosystème. Une valeur élevée du FCI est supposée indiquer un écosystème mature (Pranovi & Link, 2009).
- L'ascendance ou indice A correspond à une mesure de l'activité et de l'organisation au sein du système (Ulanowicz, 1986). Cet indice a été développé afin d'évaluer le développement du système et sa maturité. A est toujours compris entre 0 et C (Capacité). C'est la capacité de développement et correspondant à la valeur maximale possible de l'ascendance (Ulanowicz, 1986).

Chapitre 2 : Compartiments biologiques

1. Conditions hydrologiques

Les principales caractéristiques de la colonne d'eau ont été mesurées à chaque station sur les graviers ensablés et les sables moyens de jour et de nuit avec une sonde CTD. Au niveau de la température, il existe un aspect saisonnier, avec des valeurs minimales en hiver (7,5°C) et maximale en été (16,3°C) (Tableau 13). La figure 27 montrant l'évolution de la température selon la profondeur révèle une homogénéisation de la colonne d'eau pour la température, ce qui n'est pas surprenant compte tenu des particularités de la Manche orientale avec une faible profondeur permettant le brassage de la masse d'eau.

La salinité est constante entre l'été et l'hiver avec une légère diminution en hiver, peut être due aux régimes des forts débits de la Seine et des autres fleuves bordant la Manche orientale.

Pour la turbidité, les valeurs sont faibles en été comme en hiver, avec un léger aspect saisonnier. En effet, la turbidité en situation estivale est quasi nulle avec une valeur de 0,6 NTU, alors qu'en période hivernale, la turbidité est de 2,3 NTU. Cette augmentation en hiver, est sûrement la conséquence des régimes de crues de la Seine qui se répercute le long du fleuve côtier (Bourillet *et al.*, 2003). Comme la température, il n'y a pas de stratification verticale de la turbidité (Figure 27).

Tableau 13 : Principales caractéristiques hydrologiques de la zone d'étude durant l'été et l'hiver.

		Eté	Hiver
Température (°C)	Surface	16,2	7,4
	Fond	16,5	7,6
Salinité (PSU)	Surface	34,2	33,9
	Fond	34,2	34,0
Turbidité (NTU)	Surface	0,6	1,6
	Fond	0,6	3,1
Oxygène (mL/L)	Surface	5,8	6,7
	Fond	5,7	6,7
Fluorescence	Surface	5,2	5,7
	Fond	5,2	6,7

Pour l'oxygène dissous, il y a une légère variation entre l'hiver, avec une concentration de 5,7 mL/L et l'été, où la concentration est de 6,7 mL/L (Tableau 13). L'évolution de cette concentration selon la profondeur, montre qu'elle est homogène durant l'été (Figure 26), alors qu'en hiver, elle n'est homogène qu'à partir de 1 m de profondeur. En hiver, le premier

mètre apparaît nettement plus oxygéné que le reste de la colonne d'eau, cette observation est sûrement liée à la saison, notamment au brassage des eaux de surface par les vents. En effet, en hiver, et lors de nos échantillonnages, la mer était légèrement agitée, provoquant une forte agitation en surface et donc une oxygénation plus élevée des eaux très superficielles. La fluorescence (FIECO-AFL en mg.m^{-3}) apparaît similaire entre l'été et l'hiver sur l'ensemble de la colonne d'eau (Tableau 13 ; Figure 26).

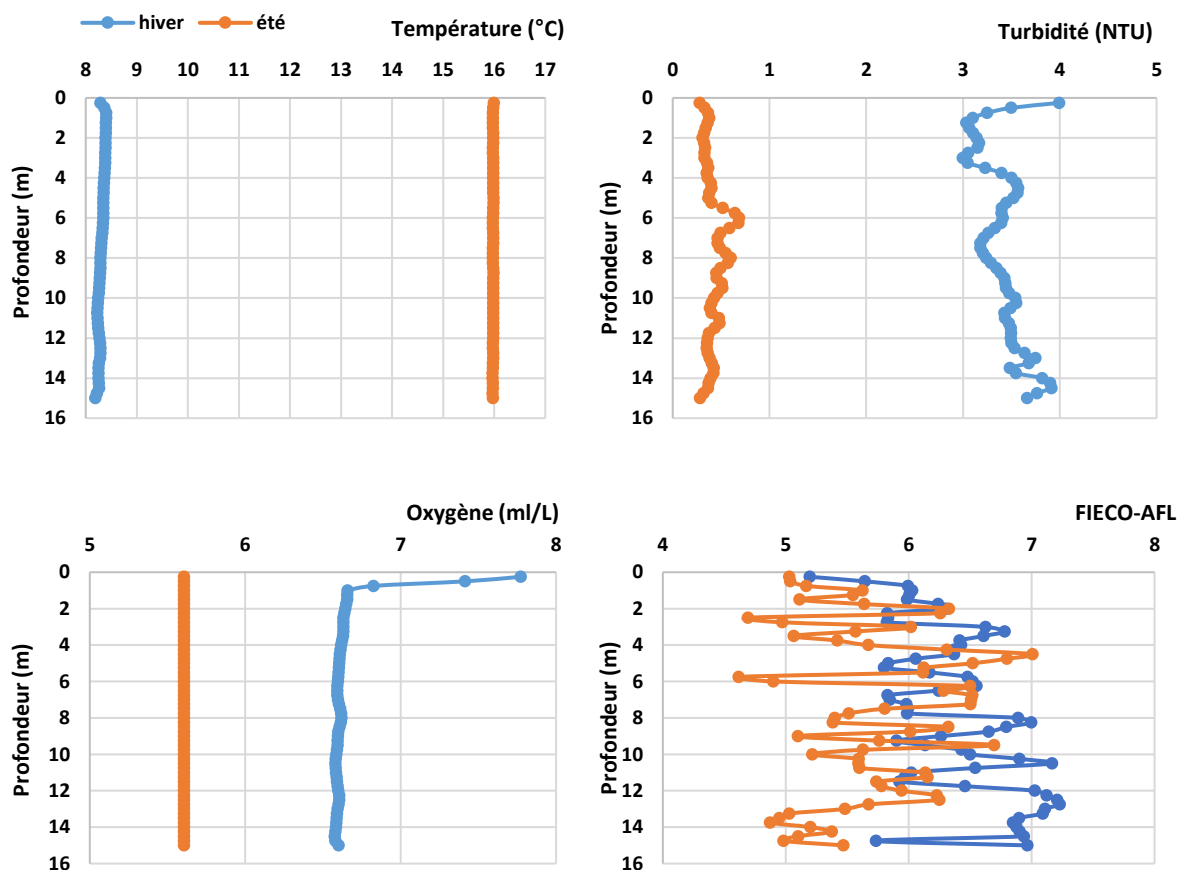


Figure 27 : Comparaison de la température, turbidité, oxygène et fluorescence entre l'hiver et l'été sur la zone d'étude.

2. Le zooplancton

Le compartiment zooplanctonique sur la zone d'étude du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport est principalement dominé par les copépodes puis les chaetognathes et les larves de décapodes et polychètes en été. En hiver, les chaetognathes sont absents, avec une dominance des copépodes puis des larves de polychètes et de décapodes. Au niveau de ce compartiment, la saisonnalité est bien marquée avec des abondances de copépodes diminuant d'un facteur deux entre l'été et l'hiver en passant de 157 007 individus pour 100 m³ à 69 683 individus pour 100 m³ (Tableau 14). Les chaetognathes sont absents en hiver alors qu'ils sont abondants l'été : 56 350 individus pour 100 m³. Les larves de décapodes sont plus abondantes l'été en lien avec la reproduction, alors que les larves de polychètes sont constantes toute l'année avec environ 4 200-4 500 individus pour 100 m³. Les autres groupes présents dans les prélèvements zooplanctoniques sont les ostracodes, œufs de poissons, larves de poissons et larves de cirripèdes. Cependant, leurs faibles estimations en terme d'abondances et de biomasses, sont peu fiables et elles n'ont pas été prises en compte dans les évaluations des abondances et biomasses totales du zooplancton.

Les biomasses du compartiment zooplanctoniques sont faibles, comprise entre 0,2 et 5,1 g PSLC pour 100 m³.

Tableau 14 : Abondance (nombre d'individus pour 100 m³) et biomasse (g PSLC pour 100 m³) de l'holoplancton et méroplancton en été et en hiver.

	Abondance		Biomasse	
	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Copépodes	157007	69683	5,1	1,6
Chaetognathes	56350	-	1,1	-
Larves décapodes	8833	1419	1,4	0,4
Larves polychètes	4505	4200	0,2	0,2

3. La couverture sédimentaire

La quantité de sédiments qui a pu être soumise à l'analyse granulométrique a été suffisante pour tous les prélèvements. À partir des analyses granulométriques, chaque station est caractérisée par trois fractions sédimentaires principales selon les classes granulométriques suivantes :

- Les graviers : fraction supérieure à 2 mm
- Les sables : fraction comprise entre 63 μm et 2 mm
- Les silts-argiles : fraction inférieure à 63 μm

Le regroupement en trois grandes fractions sédimentaires de l'analyse des 33 tamis permet de mieux identifier au cours des quatre campagnes quelles sont les grandes fractions qui évoluent au cours des saisons et des années. Cependant, l'analyse des 33 tamis qui ne sera pas présentée en détail ici permettra ultérieurement d'étudier en détails l'évolution sédimentaire de la zone d'étude durant la phase de construction et d'exploitation. Les résultats pour chaque station durant les quatre campagnes sont résumés dans le tableau 15.

De manière générale, deux fractions nettement différentes au niveau de la zone de DLT sont retrouvées : une fraction sableuse dominante (72,2 % en moyenne sur les quatre campagnes) et une fraction grossière (27,2 % sur les quatre campagnes). La fraction appartenant aux silts-argiles est vraiment mineure avec seulement 0,6 % sur les quatre campagnes. On observe une stabilité temporelle des sédiments de surface.

L'analyse des 33 tamis permet de projeter ces différentes coupures sur un diagramme de Folk (Figure 27) qui utilise des limites entre les classes granulométriques différentes de celles présentées au Tableau 15.

Le tableau 16 représente ces résultats et montre bien une stabilité sédimentaire entre les différentes saisons et années.

Tableau 15 : Résultats granulométriques de chaque station regroupée selon trois fractions sédimentaires principales pour les quatre campagnes.

Station	C1 : été 2014			C2 : hiver 2015			C3 : été 2015			C4 : hiver 2016		
	Graviers	Sables	Silts-Argiles	Graviers	Sables	Silts-Argiles	Graviers	Sables	Silts-Argiles	Graviers	Sables	Silts-Argiles
G1	56,4	41,7	0,3	50,5	49,5	0,02	53,3	46,0	0,7	52,2	47,7	0,03
G2	49,8	50,0	0,2	47,3	52,8	0,01	44,0	55,9	0,1	24,7	75,3	0,01
G3	42,2	55,1	0,3	49,1	49,4	0,3	40,2	53,0	0,4	43,6	56,4	0,06
G4	41,7	56,4	1,9	56,6	40,3	0,1	51,9	47,3	0,8	88,2	11,7	0,09
G5	55,6	43,6	0,4	51,0	47,7	0,03	33,2	64,9	0,3	48,8	51,2	0,01
G6	32,7	65,0	0,3	53,9	40,1	0,02	44,7	55,1	0,2	28,7	71,3	0,03
G7	56,7	42,3	0,9	41,1	58,7	0,2	30,7	68,3	1,0	6,3	93,5	0,2
G8	15,7	84,3	0,01	15,6	84,4	0,02	13,3	86,7	0,02	12,3	87,6	0,01
G9	17,6	80,2	0,3	21,6	78,3	0,04	24,5	75,4	0,06	18,4	81,5	0,09
G10	3,5	96,2	0,0	2,6	97,4	0,02	18,7	81,1	0,2	1,8	98,0	0,2
G11	41,7	58,1	0,2	46,5	53,5	0,02	37,9	61,2	0,6	35,6	64,4	0,01
G12	31,5	67,9	0,6	27,8	72,0	0,1	59,8	39,8	0,4	30,4	69,5	0,07
G13	7,8	92,0	0,2	15,3	84,6	0,04	15,1	84,5	0,3	15,5	84,4	0,07
G14	0,9	98,9	0,1	0,9	99,0	0,05	0,6	99,1	0,3	1,9	98,1	0,02
G15	0,5	99,5	0,01	0,6	99,4	0,00	0,3	99,7	0,02	0,2	99,8	0,03
G16	19,1	80,3	0,5	32,4	67,5	0,07	26,8	69,7	0,3	33,8	66,2	0,01
G17	37,1	62,8	0,1	23,9	75,9	0,1	48,2	51,5	0,3	25,9	74,1	0,05
G18	19,6	80,1	0,3	32,7	67,3	0,02	36,5	63,0	0,4	32,9	67,0	0,07
G19	16,6	83,2	0,2	15,8	84,2	0,02	9,2	90,7	0,08	5,5	94,2	0,3
G20	0,03	99,6	0,4	0,4	99,5	0,02	0,1	99,8	0,08	0,1	99,7	0,1
G21	20,3	79,5	0,1	39,2	60,8	0,01	37,9	61,7	0,3	34,4	65,5	0,1
G22	80,0	18,0	2,0	47,1	52,8	0,02	90,1	7,8	2,1	33,9	66,1	0,01
G23	38,0	61,7	0,3	30,7	69,3	0,02	38,8	58,4	0,03	38,2	61,7	0,01
G24	1,0	98,9	0,02	1,0	98,9	0,01	0,9	99,0	0,01	1,4	98,6	0,03
G25	0,2	99,7	0,04	0,1	99,9	0,01	0,2	99,8	0,01	0,1	99,8	0,06
G26	57,0	39,1	2,6	82,5	17,4	0,1	58,1	41,5	0,3	74,4	24,9	0,7
G27	24,1	75,8	0,04	33,9	66,1	0,01	18,9	81,1	0,02	35,0	64,9	0,03
G28	21,2	78,7	0,1	37,9	59,9	0,01	38,7	61,2	0,1	19,5	80,5	0,03
G29	0,1	99,8	0,04	0,1	99,9	0,01	0,2	99,7	0,1	0,1	99,8	0,08
G30	0,1	98,6	1,3	0,1	98,4	1,5	0,1	99,9	0,01	0,03	96,9	3,1

Afin d'avoir une représentation unique de la couverture sédimentaire de la zone d'étude, une matrice unique des 33 tamis pour chaque station granulométrique est réalisé en prenant en compte les quatre campagnes de prélèvements afin d'avoir les types sédimentaires selon Folk sur l'ensemble des quatre campagnes (Tableau 16). Ainsi, une cartographie unique de la zone du parc et de la zone étendue des types sédimentaires correspond aux quatre années de suivis est réalisée.

Tableau 16 : Textures sédimentaires des différentes stations sur les quatre campagnes et sur la période C1-C4 (sur les quatre campagnes) avec le type sédimentaire final d'après le diagramme de Folk (1954).

Station	C1	C2	C3	C4	C1-C4	Type sédimentaire final
G1	sG	sG	sG	sG	sG	Gravier ensablés
G2	sG	sG	sG	gS	sG	Gravier ensablés
G3	sG	sG	sG	sG	sG	Gravier ensablés
G4	sG	sG	sG	G	sG	Gravier ensablés
G5	sG	sG	sG	sG	sG	Gravier ensablés
G6	sG	sG	sG	gS	sG	Gravier ensablés
G7	sG	sG	sG	gS	sG	Gravier ensablés
G8	gS	gS	gS	gS	sG	Sable graveleux
G9	gS	gS	gS	gS	sG	Sable graveleux
G10	(g)S	(g)S	gS	(g)S	(g)S	Sable légèrement graveleux
G11	sG	sG	sG	sG	sG	Gravier ensablés
G12	sG	gS	sG	sG	sG	Gravier ensablés
G13	gS	gS	gS	gS	gS	Sable graveleux
G14	S	S	S	S	S	Sable
G15	S	S	S	S	S	Sable
G16	gS	gS	gS	sG	gS	Sable graveleux
G17	sG	gS	sG	gS	sG	Gravier ensablés
G18	gS	gS	sG	sG	sG	Gravier ensablés
G19	gS	gS	gS	gS	gS	Sable graveleux
G20	S	S	S	S	S	Sable
G21	gS	sG	sG	sG	sG	Gravier ensablés
G22	msG	sG	G	sG	sG	Gravier ensablés
G23	sG	sG	sG	sG	sG	Gravier ensablés
G24	S	S	S	S	S	Sable
G25	S	S	S	S	S	Sable
G26	sG	sG	sG	sG	sG	Gravier ensablés
G27	gS	sG	gS	sG	gS	Sable graveleux
G28	gS	sG	sG	gS	gS	Sable graveleux
G29	S	S	S	S	S	Sable
G30	S	S	S	S	S	Sable

Afin de rendre possible la comparaison de la couverture sédimentaire de mon site d'étude par rapport aux données historiques et récemment acquises en Manche orientale (projet MABEMONO, Foveau, 2009), la classification de Folk a été choisie avec son code couleur d'origine (Figure 28).

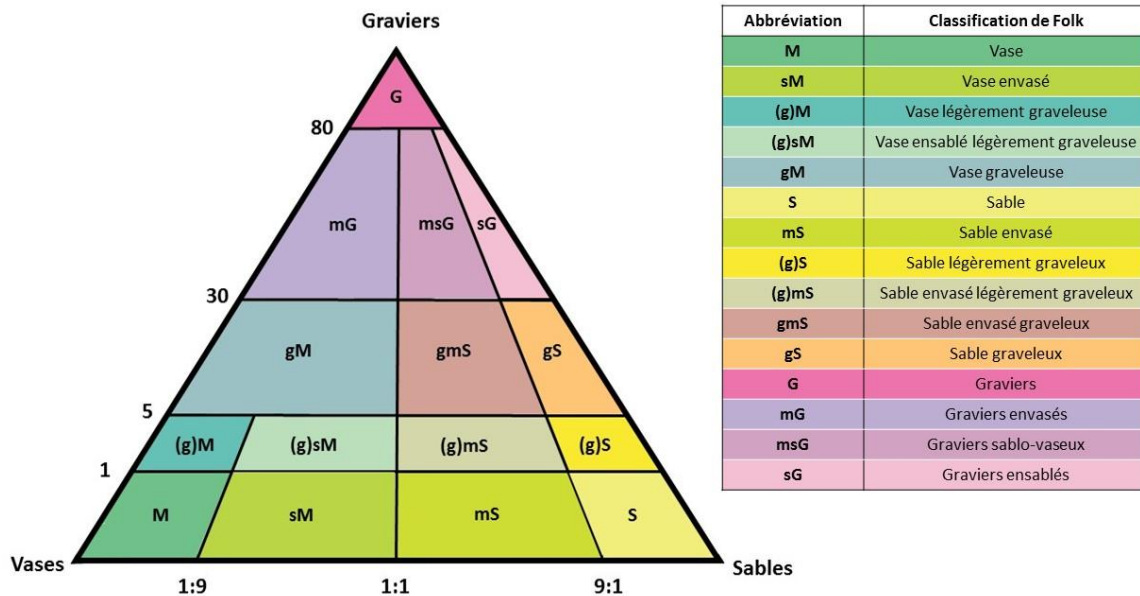


Figure 28 : Diagramme triangulaire de Folk sur la classification sédimentaire et son codage (Folk, 1954).

Suivant la classification de Folk, les données granulométriques au niveau de la zone d'étude se classent dans quatre catégories sédimentaires correspondant à un gradient d'Ouest en Est allant des graviers ensablés aux sables graveleux, sables légèrement graveleux puis aux sables. La répartition par station des différents types sédimentaires est représentée dans la figure 29. Les stations appartenant aux sables sont replacées dans un second diagramme de Folk, permettant de caractériser ces stations comme appartenant aux sables moyens. Un total de 15 stations appartient aux graviers ensablés, sept aux sables graveleux et huit aux sables moyens sur l'ensemble de la zone d'étude (zone étendue). Les 25 stations granulométriques présentes à l'intérieur du périmètre du futur parc éolien permettent la réalisation d'une carte de couverture sédimentaire sur l'ensemble de la surface. La station G10, ressort de l'analyse comme légèrement graveleuse en raison du plus fort pourcentage de graviers durant la campagne C3. Cette station est intermédiaire entre les sables graveleux et les sables moyens au cours des quatre campagnes et sera donc considérée comme un mix de ces deux grands

types sédimentaires. Mais avec sa prédominance de sables durant trois campagnes sur quatre, elle sera incluse dans les stations appartenant aux sables moyens pour les compartiments biologiques prélevés au niveau de cette station. Les cinq stations à l'extérieur du périmètre du parc ne permettent pas d'avoir une cartographie de la couverture sédimentaire en dehors du périmètre ne connaissant pas le type sédimentaire présent à proximité de ces stations. Néanmoins, à partir de la cartographie de la couverture sédimentaire réalisée grâce aux données du projet MABEMONO (Foveau, 2009), une extrapolation des types sédimentaires de ces stations a pu être réalisée (Figure 30). La réalisation de la couverture sédimentaire sur l'ensemble du périmètre du parc est présentée sur la figure 30 (B) et a été construite à partir de la carte des types sédimentaires par station (Figure 29 et 30 A). Puis la carte de la couverture sédimentaire du parc est superposée à la carte sédimentaire issue du projet MABEMONO (Figure 11 et 29 C) afin d'étendre la couverture sédimentaire du parc à la zone étendue en incluant les cinq stations extérieures. Des limites (traits) correspondant aux différents types sédimentaires sont réalisés sur l'emprise de la carte sédimentaire MABEMONO (Figure 30 D) permettant ainsi une extrapolation sur la zone étendue avec les données sédimentaires déjà existantes (Figure 30 E). Ainsi, pour les stations localisées au niveau du périmètre du futur parc éolien, les graviers ensablés occupent 52,1 % du parc (14 stations), les sables graveleux occupent 26 % du parc (cinq stations), les sables moyens, 19,7 % du parc (cinq stations) et les sédiments mixtes entre les sables graveleux et les sables moyens occupent 2,2 % de la surface du parc (une station).

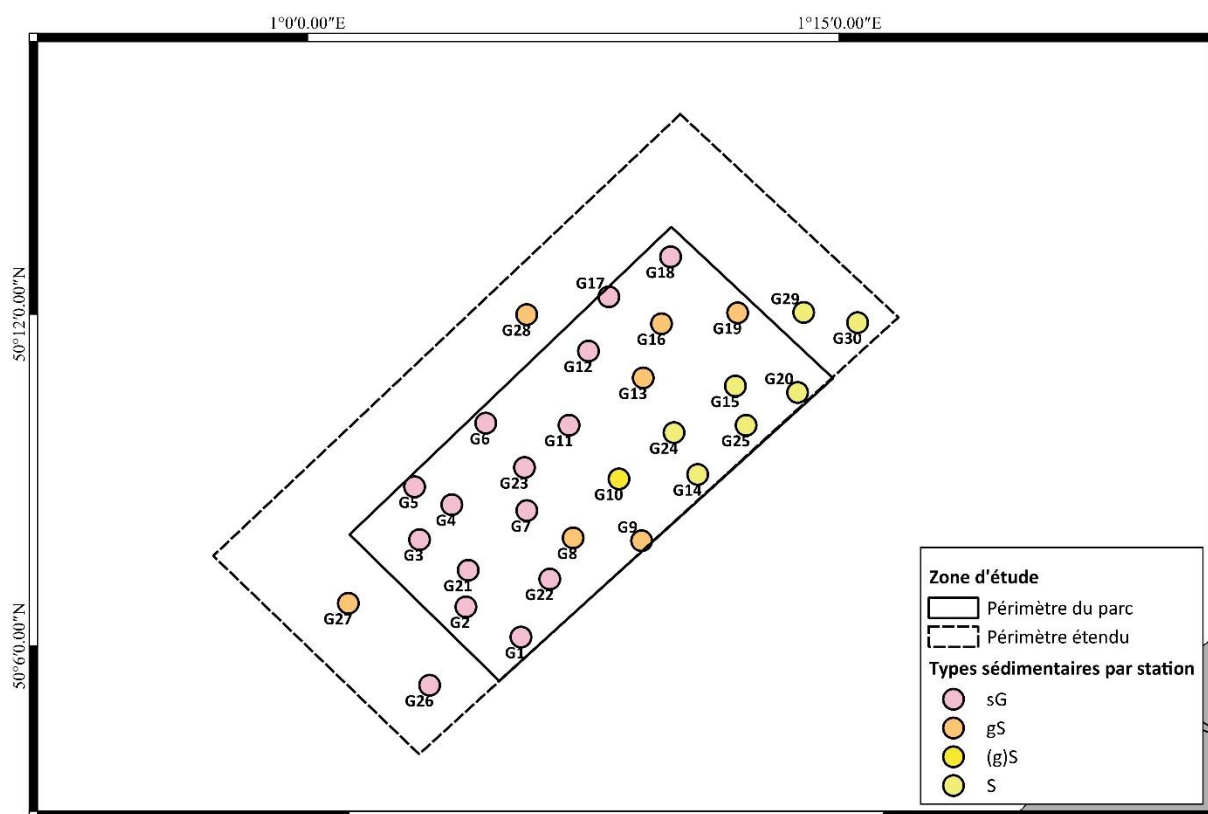


Figure 29 : Localisation par station des quatre types sédimentaires issus de la classification de Folk pour la période 2014 – 2016 (sG : Gravier ensablés ; gS : Sables graveleux ; (g)S : Sables légèrement graveleux, S : Sables moyens).

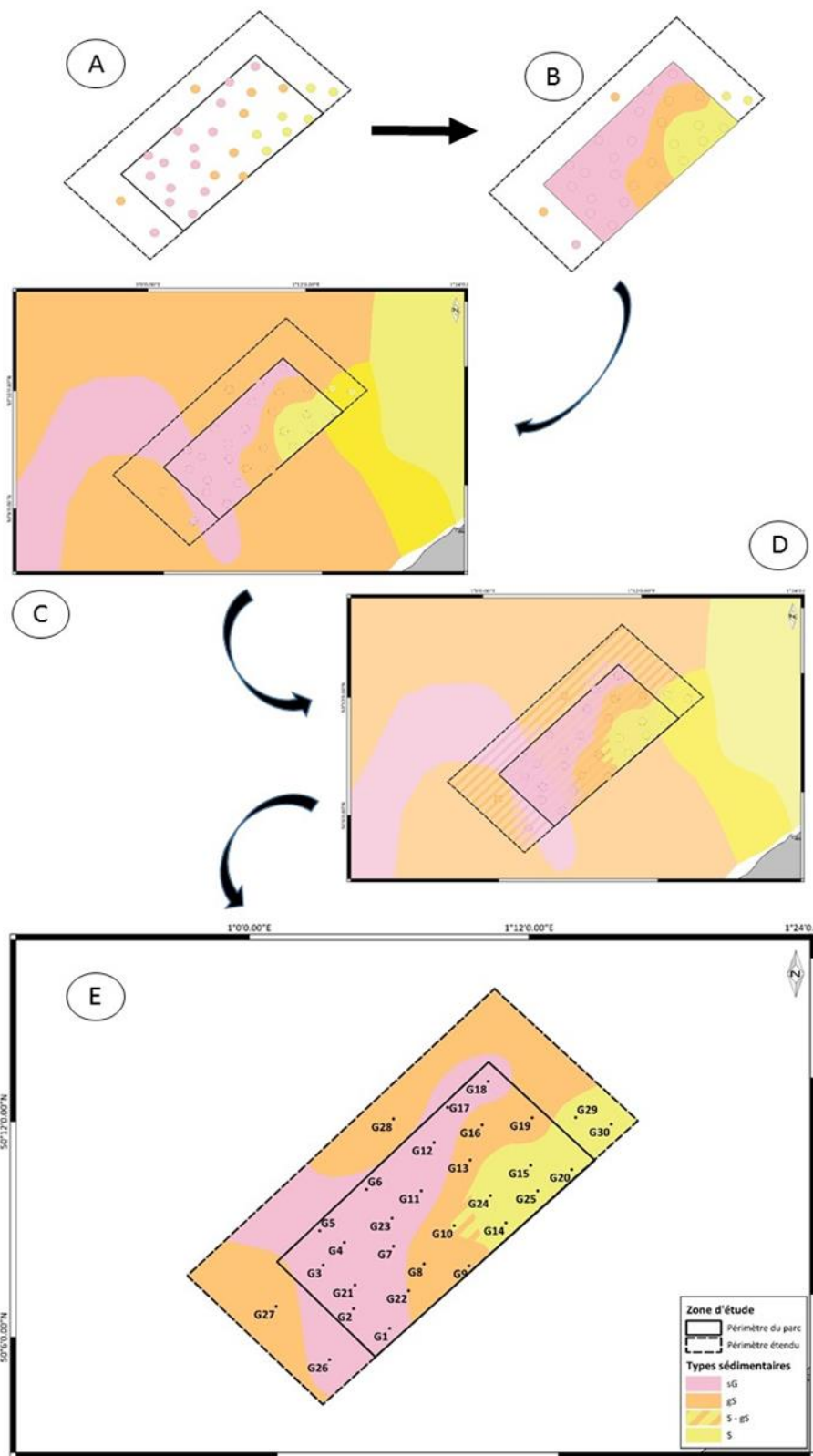


Figure 30 : Extrapolation de la couverture sédimentaire du site d'étude à une zone étendue grâce à la carte sédimentaire de la Manche orientale (sG : Graviers ensablés ; gS : Sables graveleux ; S : Sables moyens). (A : types sédimentaires par station sur les quatre campagnes ; B : découpage des trois habitats sédimentaires du parc selon les données stationnelles ; C : superposition de la carte sédimentaire issue de MABEMONO ; D : Traçage de lignes correspondant aux types sédimentaires de MABEMONO au niveau du périmètre étendu ; E : Homogénéisation des deux cartes en lien avec les données stationnel présent dans le périmètre étendu).

Les sédiments grossiers au niveau du périmètre du futur parc éolien sont dominants (Tableau 17), avec des graviers ensablés représentant une surface de 56316 m², des sables graveleux sur 28046 m² et 21261 m² pour les sables moyens.

Sur la zone étendue, une surface similaire existe entre les graviers ensablés et les sables graveleux qui sont trois fois plus vastes que celle des sables moyens (Tableau 17).

Tableau 17. Surface des différents types sédimentaires du parc et de la zone étendue.

Type sédimentaire	Surface du périmètre du parc (m ²)	Surface du périmètre étendu (m ²)
sG : Graviers ensablés	56 316	87 677
gS : Sable graveleux	28 046	90 839
S-gS : Mix	2 374	2 374
S : Sable moyens	21 261	30 298

4. La Matière organique

Les pourcentages de Matière Organique (MO) pour les saisons estivales et hivernales sont présentées sur la Figure 31. Le pourcentage en matière organique varie de 0,5 % à 5,7% et est plus important durant l'été que l'hiver ($ANOVA_{1,98} = 6,27 ; p < 0,05$). Ces faibles valeurs sont liées aux faibles pourcentages de particules fines ($< 63 \mu\text{m}$) dans le sédiment. Neuf stations sur les 25 montrent de très faibles variations d'une campagne à l'autre (B8i, B13i, B16i, B17i, B19i, B20i, B2e, B4e et B5e). Les sables moyens présentent un pourcentage de MO plus faibles (0,85 %) que sur les graviers ensablés (2,34 %) et les sables graveleux (1,8 %) ($ANOVA_{2,97} = 28,5 ; p < 0,001$) (test du Tukey).

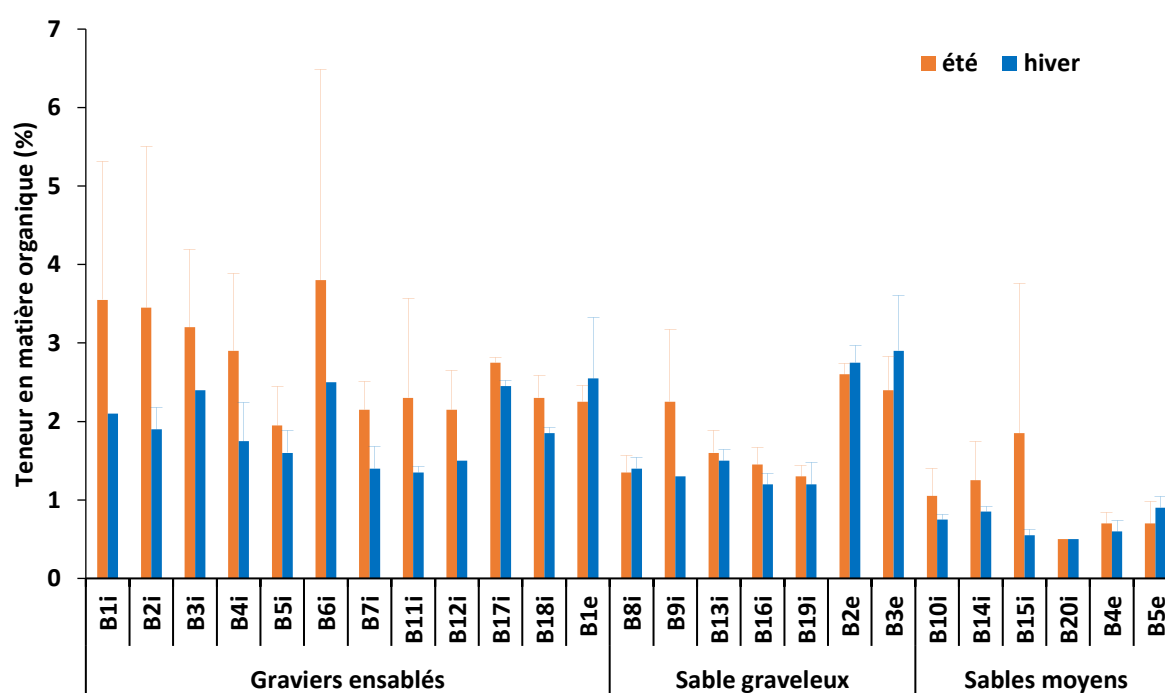


Figure 31 : Teneur en matière organique des différentes stations pour les quatre campagnes pour les trois habitats.

En été, les pourcentages de MO des graviers ensablés sont supérieurs à ceux des sables moyens ($ANOVA_{2,47} = 14,8 ; p < 0,001$) (test de Tukey). On observe donc un gradient Ouest – Est, avec un pourcentage de MO passant de 2,7 % sur les graviers ensablés à 1,8 % sur les sables graveleux et 1,0 % au niveau des sables moyens.

En hiver, les sables moyens ont un pourcentage en MO plus faibles (0,69 %) que celui des graviers ensablés et des sables graveleux, avec 1,9 et 1,7 % respectivement ($ANOVA_{2,47} = 23,5 ; p < 0,001$) (test de Tukey).

5. La méiofaune

5.1 Zone de Dieppe – Le Tréport

Pour le compartiment de la méiofaune, seulement la biomasse a été étudiée afin d'intégrer ces valeurs dans la construction du modèle trophique (la composition faunistique n'a pas été recherchée).

L'aspect saisonnier n'est pas un facteur très marqué au niveau des biomasses de méiofaune sur le futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport. En effet, aucune différence significative de biomasse n'est observée entre l'été et l'hiver ($ANOVA_{1,98} = 0,14$; $p = 0,71$). La biomasse de méiofaune apparaît être plus forte dans les sables graveleux ($3,2 \text{ g PSLC.m}^{-2}$) que dans les sables moyens ($2,1 \text{ g PSLC.m}^{-2}$) ($ANOVA_{2,97} = 3,2$; $p < 0,05$) alors qu'il n'y a pas de différence entre les graviers ensablés et les deux autres types sédimentaires (test de Tukey).

Tableau 18 : Biomasse (en g PSLC.m⁻²) entre les saisons et annuellement pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.

Type sédimentaire	Biomasse (g PSLC.m ⁻²)		
	Été	Hiver	Année
Graviers ensablés	2,6	2,6	2,6
Sables graveleux	3,2	3,2	3,2
Sables moyens	1,9	2,3	2,1

En été, aucune différence de biomasses n'est observée entre les trois types sédimentaires ($ANOVA_{2,47} = 2,4$; $p = 0,1$).

En hiver, la biomasse de la méiofaune est également du même ordre de grandeur entre les trois types sédimentaires ($ANOVA_{2,47} = 0,99$; $p = 0,4$).

La méiofaune au sein d'un même type sédimentaire apparaît être hétérogène (Figure 32 et 33).

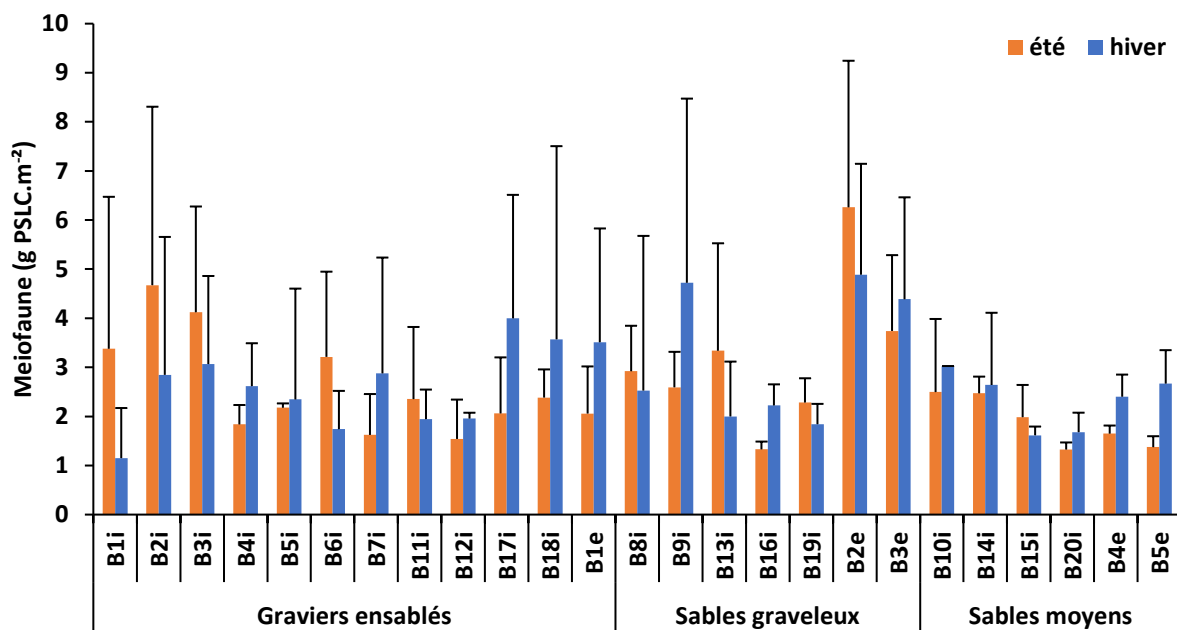


Figure 32 : Biomasse (g PSLC.m⁻²) de la méiofaune des différentes stations pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.

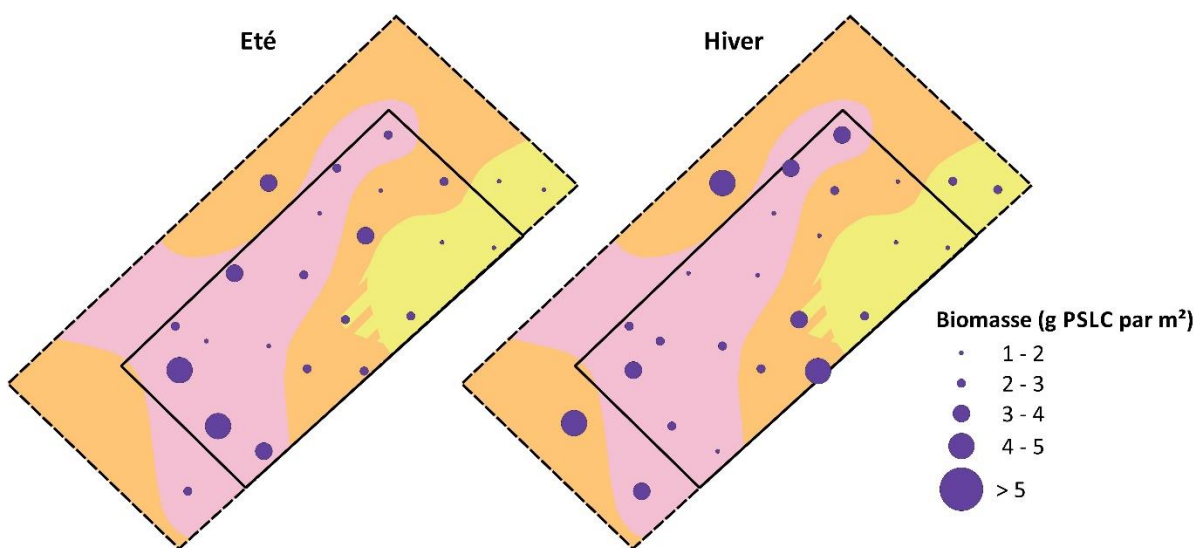


Figure 33 : Evolution de la biomasse (g PSLC.m⁻²) de la méiofaune sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens entre l'été et l'hiver.

5.2 Comparaison des valeurs mesurées par rapport à d'autres études en Manche

La méiofaune est un compartiment qui est rarement étudié et difficile à analyser. En effet, les organismes constituant ce compartiment biologique sont de petites tailles (inférieure à 1 mm), principalement composé de nématodes et de copépodes harpacticoïdes. Les études historiques de ce compartiment se sont principalement intéressées à sa richesse taxonomique ou à l'étude des nématodes (diversité, dynamique de population) (Boucher, 1980, 1983). Mais les études sur la biomasse de ce compartiment restent, à l'échelle de la Manche, assez rares et anciennes (Figure 34 ; Tableau 19). Les premières études de ce compartiment ont été réalisées sur le site de la Pierre Noire (Baix de Morlaix) avec des prélèvements mensuels de 1972 à 1974 (Boucher, 1980), puis de 1978 à 1982 afin d'étudier l'effet des hydrocarbures de l'Amoco Cadiz sur ce compartiment (Boucher, 1983). Ensuite, les travaux de Le Guellec & Bodin en 1988 en baie de St Brieuc (Figure 34) ont permis d'avoir les premières données de biomasses saisonnières pour la méiofaune sur des sédiments très côtiers. Puis ensuite, la thèse de Ratsimbazafy (1998) fournit des données de biomasses de la méiofaune sur des sédiments du large, notamment sur les sables grossiers, cailloutis et sables moyens en Manche.

Comme observé au niveau des trois types sédimentaires du futur parc éolien de Dieppe – Le Tréport, la méiofaune est un compartiment stable dans le temps qui évolue peu entre les saisons (Tableau 19), avec des biomasses « constantes » tout au long de l'année. Pour les sables moyens, la biomasse annuelle de notre site d'étude ($2,1 \text{ g PSLC.m}^{-2}$) est beaucoup plus élevée que celles mesurées sur les autres sites, jusqu'à 3,9 fois plus fortes que la valeur la plus faible comme sur les sables fins de Pierre Noire en baie de Morlaix ($0,54 \text{ g PSLC.m}^{-2}$) et seulement deux fois plus forte que la valeur la plus forte en baie de St Brieuc ($1,07 \text{ g PSLC.m}^{-2}$) dans des sédiments grossiers.

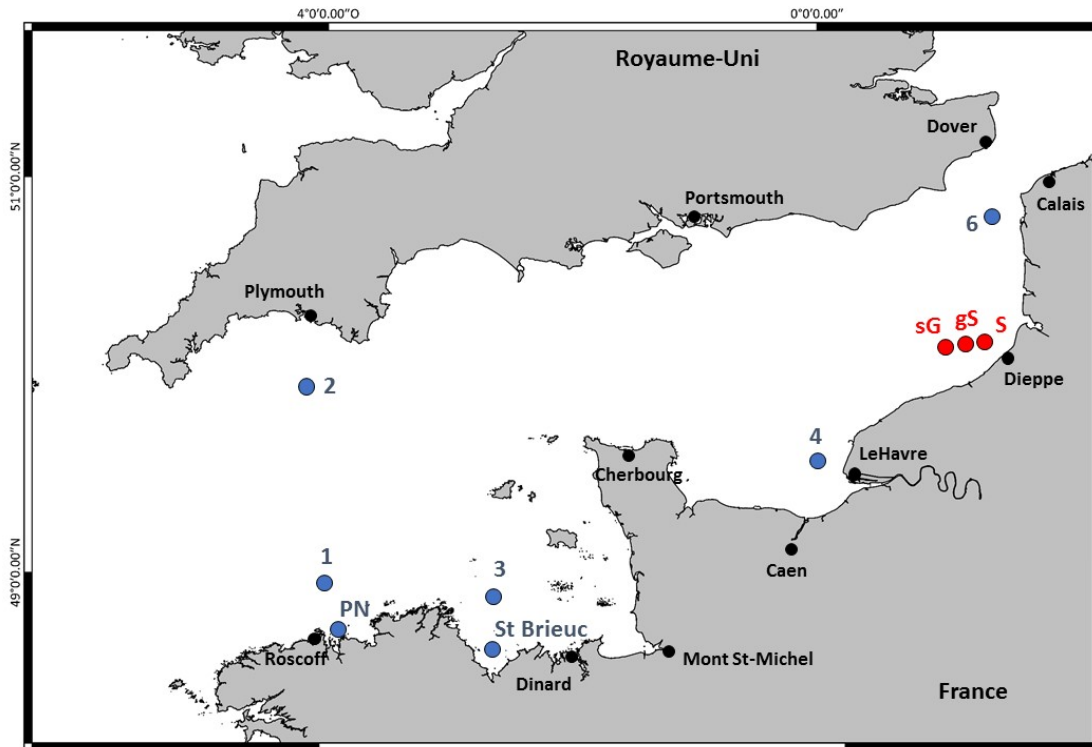


Figure 34 : Localisation des sites explorés pour l'étude de la biomasse de la méiofaune en Manche (en bleu) et ceux explorés durant la thèse (en rouge) (1 : Trezen Vraz ; 2 : Plymouth ; 3 : Golfe Normanno-Breton ; 4 : Baie de Seine ; 6 : Déroit du Pas-de-Calais ; PN : Pierre Noire).

Pour les sédiments désignés sous l'appellation « sables grossiers » correspondant probablement à un mélange des graviers ensablés et des sables graveleux, afin de faciliter la comparaison, la moyenne des biomasses de mon étude appartenant à ces deux types sédimentaires (biomasse annuelle de 2,9 g PSLC.m⁻²) sera prise en compte. Cette biomasse est 17 à 29 fois plus forte que celles mesurés dans les études antérieures.

Pour conclure, les données de biomasses du site de DLT apparaissent élevées. Il se pose la question de savoir si cette écart dans les biomasses est due à une spécificité de la zone, ou à une évolution temporelle, car la période de comparaison entre les données est d'au minimum deux décennies, ou bien alors à un manque de précision dans la description des types sédimentaires, ou enfin, à des techniques différentes des mesures de la biomasse de ce compartiment.

Tableau 19 : Biomasse en g de PSLC par m² de la méiofaune de différents sites en Manche

Site	Station	Type sédimentaire	Année de prélèvement	Hiver	Eté	Année	Référence
Dieppe le Tréport	sG	Graviers ensablés	2014-2016	2,6	2,6	2,6	Cette étude
	gS	Sables graveleux		3,2	3,2	3,2	
	S	Sables moyens		2,3	1,9	2,1	
Baie de St Briec		Sables fins	1988	0,91	1,22	1,07	Le Guellec & Bodin, 1992
		Sables fins envasés		0,6	0,83	0,71	
		Sédiments hétérogènes		0,54	0,42	0,46	
Trezen Vraz	1	Sables grossiers	1992	0,39	-	-	Ratsimbazafy, 1998
Plymouth	2	Sables moyens	1993	-	0,61	-	
Golfe Normano-Breton	3	Sables grossiers	1993	0,09	0,08	0,10	
		Sables grossiers avec Cailloutis		0,29	0,19	0,17	
Baie de Seine	4	Sables grossiers	1992	0,63	-	-	
Détroit du Pas-de-Calais	6	Sables moyens	1993	-	0,40	-	
Pierre Noire	PN	Sables fins	1985-1986			0,54	Chardy & Dauvin, 1992

6. L'holosuprabenthos

Les migrations de la faune au niveau du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport témoignent d'échanges importants entre le pélagos, la couche d'eau suprabenthique et le benthos. Les travaux historiques se sont intéressés à cette thématique, notamment Hesthagen en 1973, qui a décrit trois modèles de migrations verticales :

- Les organismes présents dans la couche d'eau près du fond uniquement le jour. Ces organismes correspondent plus particulièrement aux chaetognathes.
- Les organismes présents au niveau de cette couche d'eau durant les premières et dernières heures de la nuit. Ces organismes correspondent plus particulièrement aux mysidacés.
- Les organismes présents dans la couche d'eau suprabenthique uniquement la nuit, essentiellement caractérisés par les cumacés, amphipodes et crevettes décapodes.

Ces migrations nyctémérales (jour/nuit) agissant sur certaines espèces de pécararides sont liées aux variations de l'intensité lumineuse (Macquart-Moulin, 1973 ; Macquart-Moulin *et al.*, 1987). Plus particulièrement, c'est la décroissance de l'intensité lumineuse qui serait le facteur déterminant l'activité natatoire des crustacés pécararides (Saint-Marie & Brunel, 1985), mais également des rythmes endogènes (Macquart-Moulin, 1973, 1991 ; Champalbert, 1975 ; Hammond & Naylor, 1977). La faible turbidité mesurée au niveau de ma zone d'étude permet probablement l'arrivée de la lumière jusqu'au fond de la colonne d'eau le jour, comme le montre la fluorescence qui est mesurée sur toute la colonne d'eau (Figure 26).

6.1 Contexte

De nombreuses espèces vivant près du fond nagent activement du fond vers la colonne d'eau à certains moments privilégiés de la journée. De nombreux auteurs ont mis en évidence ces échanges entre la couche immédiate adjacente au fond et le sédiment (Macquart-Moulin, 1973, 1984, 1985, 1991 ; Macquart-Moulin *et al.*, 1987 ; Hesthagen, 1973 ; Brunel, 1979 ; Elizalde *et al.*, 1991, 1993 ; Wang & Dauvin, 1994 ; Wang *et al.*, 1994 ; Dauvin *et al.*, 1994, 1995, 2000 ; Zouhiri & Dauvin, 1995 ; Vallet & Dauvin, 1995 ; Vallet *et al.*, 1995). Ces auteurs ont décrit deux principaux modèles de distribution verticale :

- Les espèces, qui ont une bonne activité natatoire, présentes soit dans la couche adjacente au fond le jour et absentes ou rares dans ce compartiment la nuit, soit en forte abondance aussi bien le jour que la nuit dans les prélèvements suprabenthiques, comme par exemple les amphipodes du genre *Apherusa*, classés comme espèces holoplanctoniques, et donc présentent dans toute la colonne d'eau (Dauvin *et al*, 1994).
- Les espèces récoltées uniquement près du fond, la nuit, et migrant soit vers la colonne d'eau, soit dans le sédiment, le jour.

Au niveau de la zone d'étude, une station appartient aux graviers ensablés (Si) et l'autre aux sables moyens (Se) (Figure 35).



Figure 35 : Localisation des stations suprabenthiques sur les graviers ensablés (sG) et les sables moyens (S).

6.2 Composition faunistique et richesse spécifique générale de l'holosuprabenthos

Quarante-neuf taxa ont été identifiés jusqu'à l'espèce dans les prélèvements réalisés avec le traîneau suprabenthique : 26 amphipodes, sept décapodes, sept cumacés, six mysidacés, deux isopodes et un leptostracé

La figure 36 montre que les amphipodes sont dominants et représente de 46 % (16 espèces) à 59 % (19 espèces) du nombre total d'espèces entre l'hiver et l'été sur les sables moyens de l'holosuprabenthos. Sur les graviers ensablés, les amphipodes sont également le groupe dominant, notamment en hiver, et, représente de 46 % (14 espèces) à 50 % (sept espèces) des espèces entre l'hiver et l'été (Figure 35). Le second groupe dominant est celui des mysidacés durant l'été avec respectivement 15 et 29 % de la richesse spécifique totale sur les sables moyens et les graviers ensablés. Pour l'hiver, les cumacés sont co-dominants avec 20 % de la richesse spécifique totale sur les deux habitats sédimentaires, l'autre groupe co-dominant correspond aux mysidacés, avec 17 % de la richesse spécifique totale. Les autres groupes (décapodes, isopodes et leptostracés) ont des richesses spécifiques faibles selon la saison et les deux habitats sédimentaires. La taxocénose holosuprabenthique est donc principalement composée d'amphipodes et mysidacés durant l'été, alors qu'en hiver, elle est composée d'amphipodes, cumacés et mysidacés, révélant ainsi une saisonnalité dans la présence des espèces (Tableau 20).

Tableau 20 : Richesse spécifique et densité moyenne pour 100 m³ de l'holosuprabenthos durant l'hiver et l'été sur les graviers ensablés et les sables moyens.

	Richesse spécifique		Densité (ind.100m ⁻³)	
	Graviers ensablés	Sables moyens	Graviers ensablés	Sables moyens
Été	15	33	146	1478
Hiver	30	35	3722	4161

Les densités moyennes sont plus fortes en hiver qu'en été et elles fluctuent d'un facteur 2,8 entre l'été et l'hiver au niveau des sables moyens et d'un facteur 25,5 pour les graviers ensablés (Tableau 20). En été, les amphipodes ont les plus fortes densités sur les sables moyens avec en moyenne un nombre d'individus pour 100 m³ de 1077 pour les sables et 118 pour les graviers ensablés (Figure 36). Les deuxième et troisième groupes sont représentés par les cumacés et les mysidacés durant l'été. Les autres groupes, sont représentés par de très

faibles densités. En hiver, aux niveaux des sables moyens, les amphipodes représentent 87 % de la densité totale moyenne (3614 individus.100 m⁻³), suivis par les cumacés (8 % ; 332 individus.100m⁻³) et les mysidacés (5 % ; 185 individus.100m⁻³). Pour les graviers ensablés, durant l'hiver, les cumacés représentent 48 % de la densité totale moyenne (1810 individus.100 m⁻³), suivis par les amphipodes (35 % ; 1309 individus.100m⁻³) et les mysidacés (15 % ; 567 individus.100 m⁻³).

Tableau 21 : Récapitulatif de l'abondance pour 100 m³ des sept principales espèces holosuprabenthiques présentes dans les graviers ensablés et les sables moyens durant l'hiver, l'été et l'année.

Espèces	Graviers ensablés			Sables moyens		
	Été	Hiver	Année	Été	Hiver	Année
<i>Apherusa bispinosa</i>	95	-	47	259	-	129
<i>Atylus vedlomensis</i>	18	45	31	125	207	166
<i>Bodotria arenosa</i>	-	64	32	2	22	12
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	7	460	233	90	118	104
<i>Megaluropus agilis</i>	2	1196	599	57	3288	1672
<i>Paramysis helleri</i>	3	87	45	4	51	27
<i>Pseudocuma simile</i>	10	1729	869	274	298	286

La saisonnalité pour les sept principales espèces de l'holosuprabenthos présentes dans la colonne d'eau est importante entre l'été et l'hiver. Une espèce est absente de la colonne d'eau en hiver : *Apherusa bispinosa*, au niveau des deux types sédimentaires (Tableau 21). Sur les graviers ensablés, le cumacé *Bodotria arenosa* est absent en été (Tableau 21). Pour les autres espèces, leurs abondances dans la couche d'eau adjacente au fond sont plus importantes en hiver qu'en été. C'est notamment le cas pour l'amphipode *Megaluropus agilis*, qui peut représenter jusqu'à 3288 individus pour 100 m³ au niveau des sables moyens.

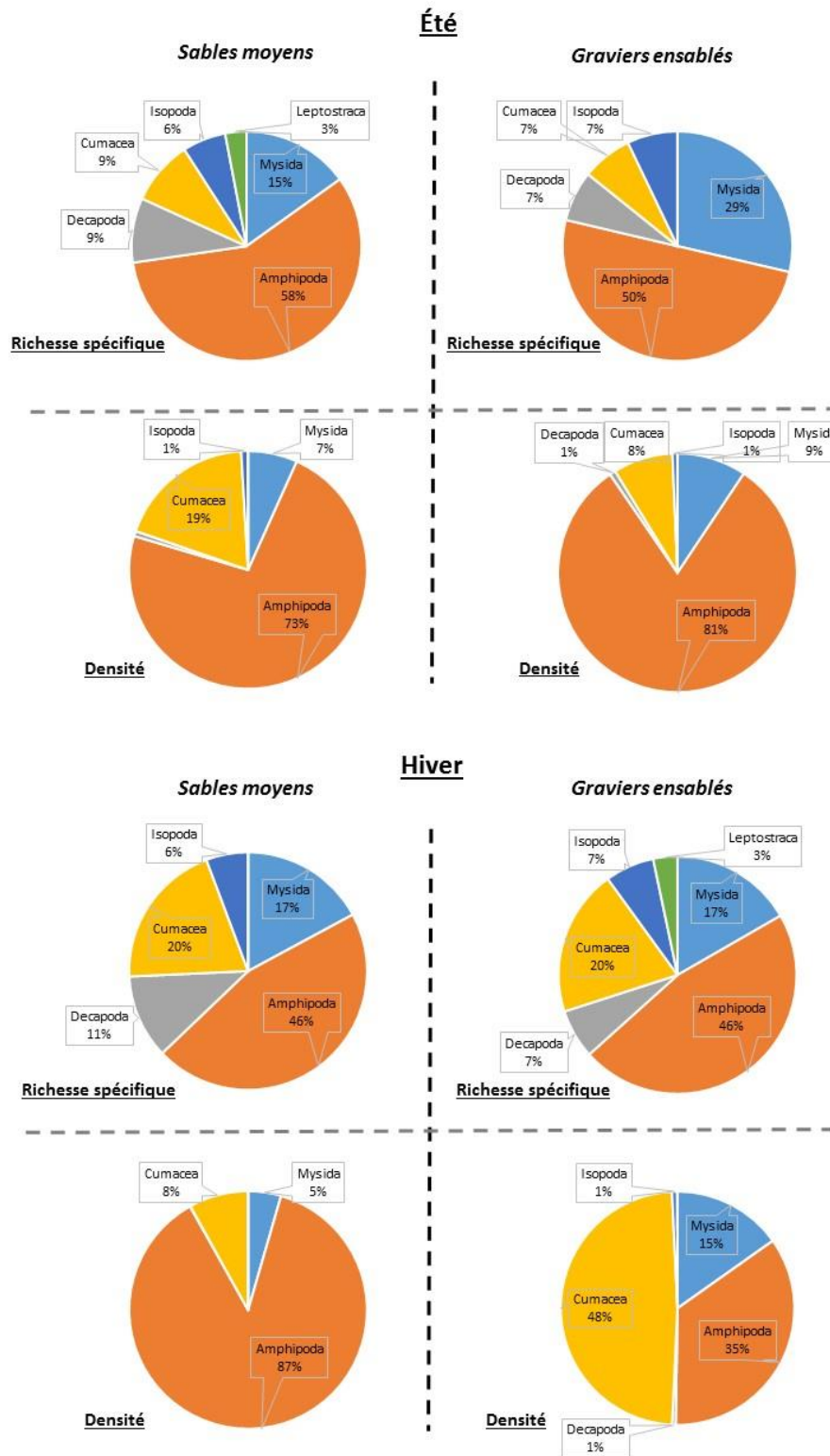


Figure 36 : Fréquence de la richesse spécifique et de la densité des différents groupes holosuprabenthiques dans les sables et les graviers ensablés en été et en hiver.

6.3 Richesse spécifique, abondance et biomasse

Le compartiment holosuprabenthique ne montre pas de changement de richesse spécifique entre l'hiver et l'été ($ANOVA_{1,54} = 0,003$; $p = 0,95$) (Figure 37).

Pour l'abondance, l'hiver est la saison où le compartiment holosuprabenthique est le plus abondant ($ANOVA_{1,54} = 5,7$; $p < 0,05$) et où les biomasses sont les plus fortes ($ANOVA_{1,54} = 1,54$; $p < 0,05$) (Figure 38).

Les sables moyens apparaissent plus diversifiés que les graviers ensablés ($ANOVA_{1,54} = 10,8$; $p < 0,01$) mais pas plus abondants ($ANOVA_{1,54} = 0,04$; $p = 0,83$) (Figure 37, 38).

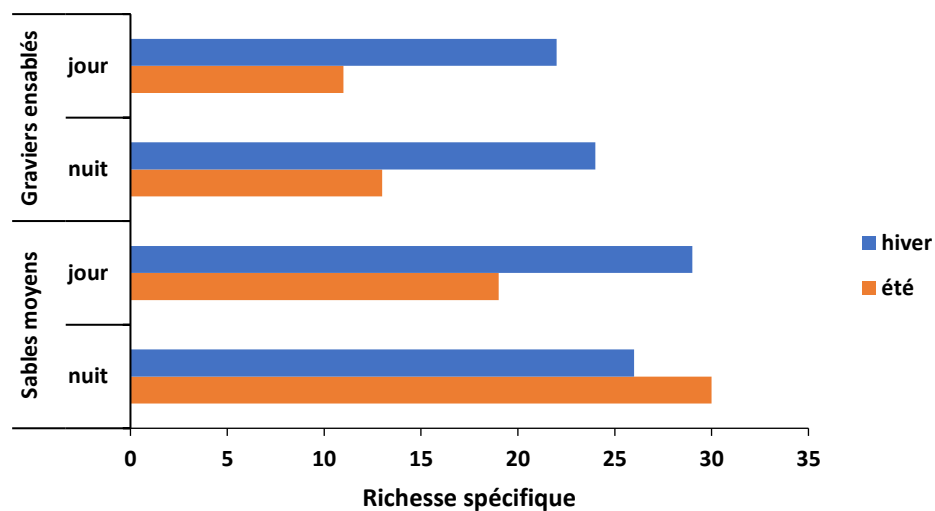


Figure 37 : Migration jour/nuit sur les graviers ensablés et les sables moyens en hiver et en été des espèces appartenant à l'holosuprabenthos.

Pour ce qui est de la migration jour/nuit, il n'y a pas de différence au niveau de la richesse spécifique, puisque la majorité des espèces migrent dans la colonne d'eau ($ANOVA_{1,54} = 2,88$; $p = 0,9$). Or, l'abondance est plus importante la nuit que le jour, passant de 3945 individus.100 m⁻³ en moyenne la nuit à 1295 individus.100 m⁻³ le jour ($ANOVA_{1,54} = 5,18$; $p < 0,05$). Même si la biomasse est relativement liée à l'abondance, aucune différence de biomasse ne s'observe entre le jour et la nuit ($ANOVA_{1,54} = 3,13$; $p = 0,08$) (Figure 39).

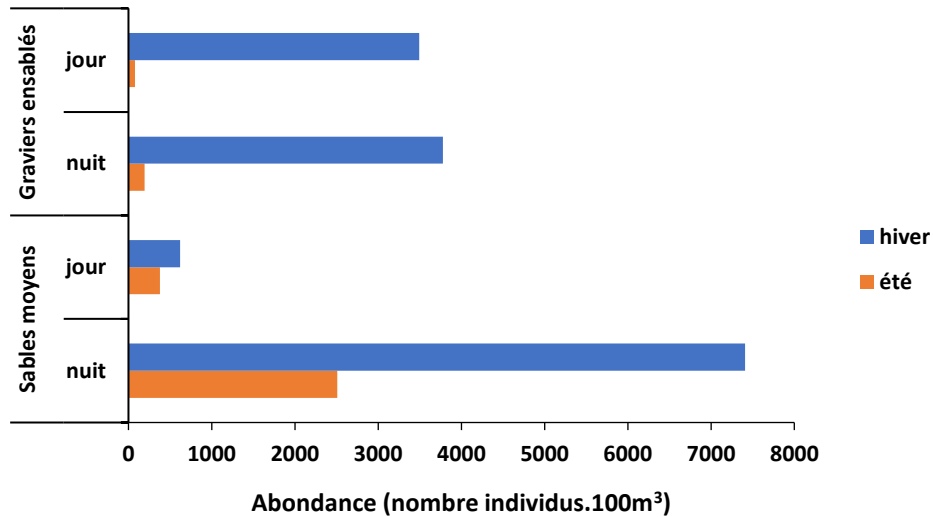


Figure 38 : Migration jour/nuit sur les graviers ensablés et les sables moyens de l'abondance totale (pour 100 m³) de l'holosuprabenthos.

Au niveau des graviers ensablés, les espèces holosuprabenthiques collectées dans la couche suprabenthique sont rares en été par rapport à l'hiver (Figure 38). En hiver, ces espèces montrent un pic d'abondance entre le jour, témoignant d'une activité natatoire hivernale non dépendante de la lumière.

Au niveau des sables moyens, les abondances apparaissent plus importantes en hiver qu'en été. En hiver et été, les pics d'abondances des espèces holosuprabenthiques sont observés durant la nuit puis diminuent durant le jour (Figure 38), témoignant d'une activité natatoire dépendante de la luminosité.

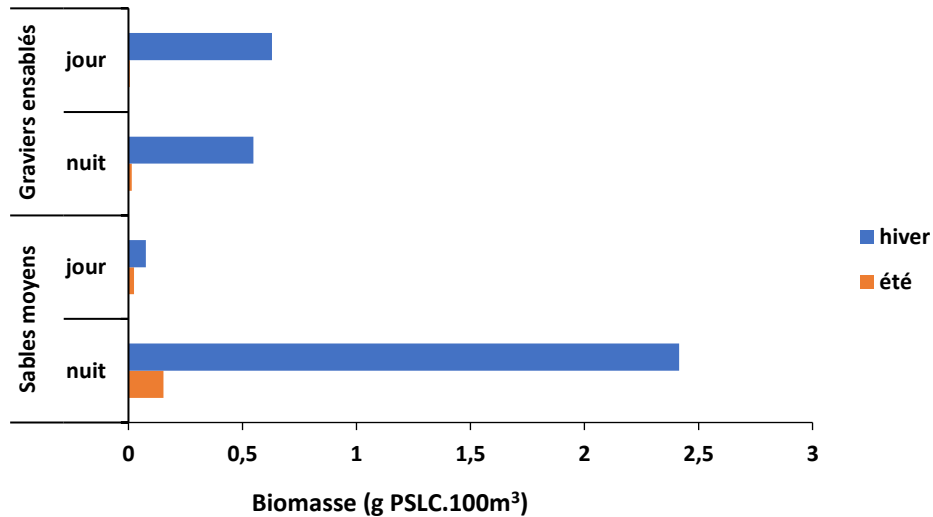


Figure 39 : Migration jour/nuit sur les graviers ensablés et les sables moyens de la biomasse (g PSLC.100m³) de l'holosuprabenthos.

6.4 Comportement migratoire

Les activités natatoires sont mesurées à l'aide de trois coefficients adaptés de Brunel (1972) et utilisés par Elizalde *et al.* (1991) et Dauvin *et al.* (1994, 2000) :

- $K_1 = NF_2 / N_t$
- $K_2 = NF_3 / N_t$
- $K_3 = NF_4 / N_t$

Avec NF_2 , NF_3 et NF_4 les densités pour 100 m³ dans les filets 2, 3 et 4 respectivement, et N_t , la densité totale pour 400 m³ des quatre filets ($N_t = NF_1 + NF_2 + NF_3 + NF_4$).

Selon leurs activités natatoires (Dauvin *et al.*, 1994), les espèces principales de l'holosuprabenthos, ayant un nombre d'individus pour 400 m³ supérieur à 20 dans au moins une station, ont été classées dans cinq groupes selon le type d'habitat sédimentaire :

- Groupe 1 : Espèces holosuprabenthiques avec une forte activité natatoire, occupant toute la colonne d'eau adjacente à la surface des fonds marins ($K_1=K_2=K_3\approx 0,25$ et $K_1+K_2+K_3\approx 0,75$).
- Groupe 2 : Espèces holosuprabenthiques de niveau supérieur avec une forte activité natatoire ($K_1 < K_2 < K_3$ avec $K_3 \approx 0,3$ et $K_1+K_2+K_3 \geq 0,75$).

- Groupe 3 : Espèces holosuprabenthiques de transition abondantes dans les trois filets inférieurs, mais également présentes dans les deux filets supérieurs ($K_1=K_2\approx 0,25$ et $K_1+K_2+K_3\approx 0,7$).
- Groupe 4 : Espèces holosuprabenthiques inférieures, abondantes dans les deux filets inférieurs, mais présentes dans les deux filets supérieurs ($K_1>K_2>K_3$ avec $K_3>0,1$).
- Groupe 5 : Espèces holosuprabenthiques à faible activité natatoire, non présentes dans le 4^{ième} filet voir le 3^{ième} ($K_1>K_2>K_3$ avec $K_3<0,1$).

Le calcul des activités natatoires K_1 , K_2 et K_3 permet l'attribution pour les sept principales espèces, d'un groupe natatoire. Ainsi, deux amphipodes, *Apherusa bispinosa* et *Megaluropus agilis* sont deux espèces nageant dans toute la colonne d'eau adjacente au fond marin sans préférence (Tableau 22 ; Figure 40). Deux autres espèces, le cumacé *Bodotria arenosa* et le mysidacé *Gastrosaccus spinifer*, correspondent à des espèces holosuprabenthiques de niveau supérieur préférant vivre dans la partie supérieure de la couche d'eau adjacente au fond (Tableau 22 ; Figure 38). Les espèces holosuprabenthique inférieures, préférant vivre dans la partie inférieure de la couche adjacente, c'est-à-dire près du fond sont l'amphipode *Atylus vedlomensis* et le cumacé *Pseudocuma simile* (Tableau 22 ; Figure 40). Néanmoins, il existe des espèces holosuprabenthiques à faible activité natatoire tel que le mysidacé *Paramysis helleri* (Tableau 22 ; Figure 40).

Tableau 22 : Coefficient d'activité natatoire K_1 , K_2 , K_3 des principales espèces de la faune holosuprabenthique collectées durant les quatre campagnes de jour et de nuit sur les deux types sédimentaires avec indication des groupes natatoires.

	K_1	K_2	K_3	Groupe
<i>Apherusa bispinosa</i>	0,25	0,24	0,27	1
<i>Atylus vedlomensis</i>	0,30	0,22	0,15	4
<i>Bodotria arenosa</i>	0,06	0,34	0,19	2
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	0,18	0,28	0,26	2
<i>Megaluropus agilis</i>	0,21	0,18	0,22	1
<i>Paramysis helleri</i>	0,20	0,17	0,09	5
<i>Pseudocuma simile</i>	0,21	0,15	0,11	4

En résumé, la communauté holosuprabenthique de Dieppe-Le Tréport pour les sept espèces principales, est diversifiée au niveau des groupes natatoires avec les espèces possédant des activités natatoires plus ou moins importantes permettant ainsi, une bonne répartition des individus dans la colonne d'eau adjacente au fond.

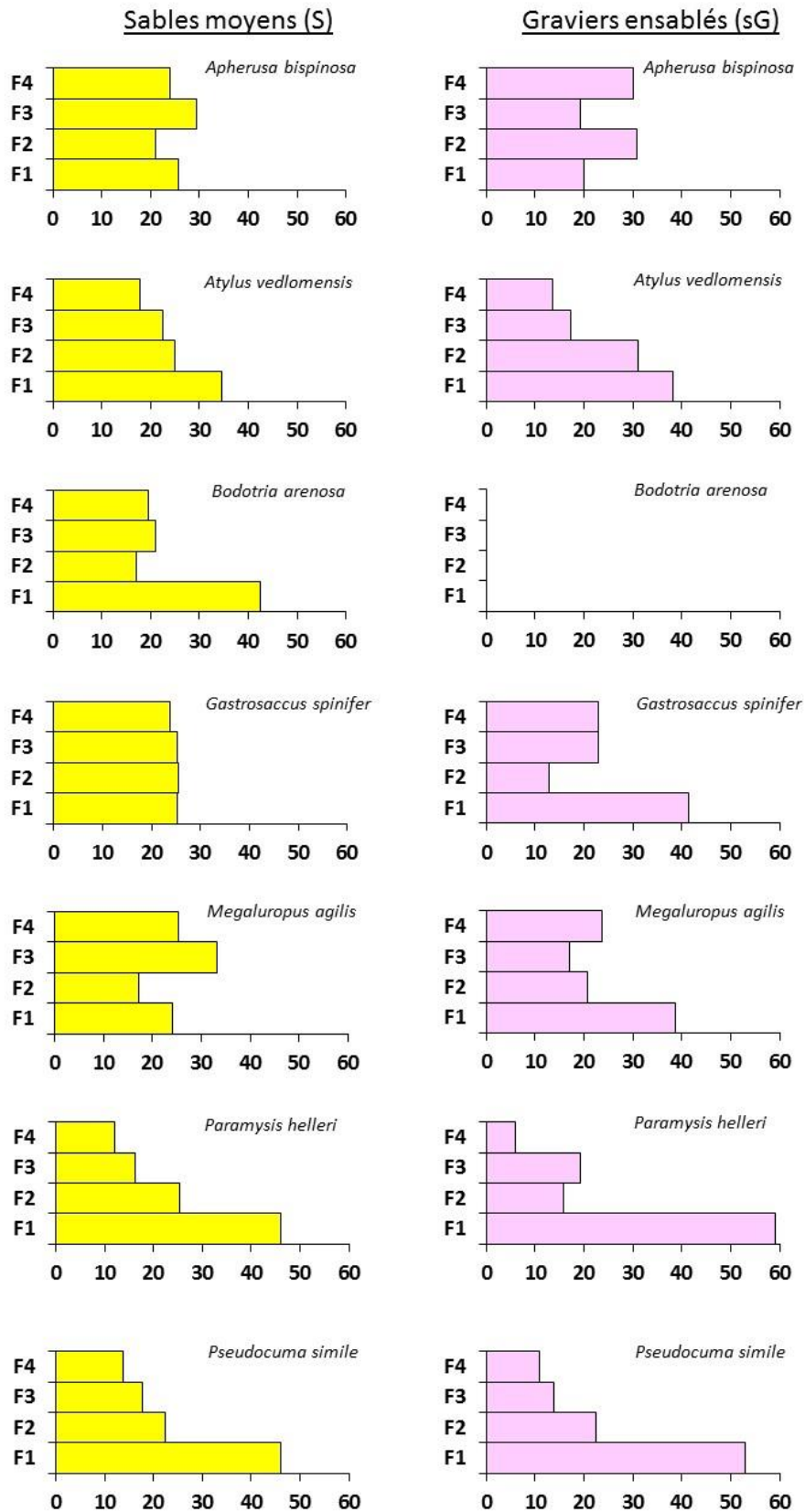


Figure 40 : Fréquence annuelle (%) dans les quatre filets du traineau suprabenthique Macer-GIROQ pour les sept espèces majoritaires de l'holosuprabenthos sur les sables moyens (jaune) et les graviers ensablés (rose).

6.5 Comparaison des valeurs mesurées avec d'autres études en Manche

En Manche, les communautés holosuprabenthiques ont été étudiés dans les environnements côtiers et du large (Figure 41 ; Tableau 23), notamment dans la thèse de Vallet (1997) et Zouhiri (1999), mais également dans les écosystèmes estuariens (Mouny, 1998 ; Wang, 2000 ; Dauvin & Pezy, 2012 ; Pezy *et al.*, 2017). Les études de ce compartiment restent néanmoins encore relativement rares en Manche du fait que c'est un engin de prélèvement particulier nécessitant des navires océanographiques adaptés à son maniement et du faible intérêt de la communauté scientifique pour ce compartiment complexe.

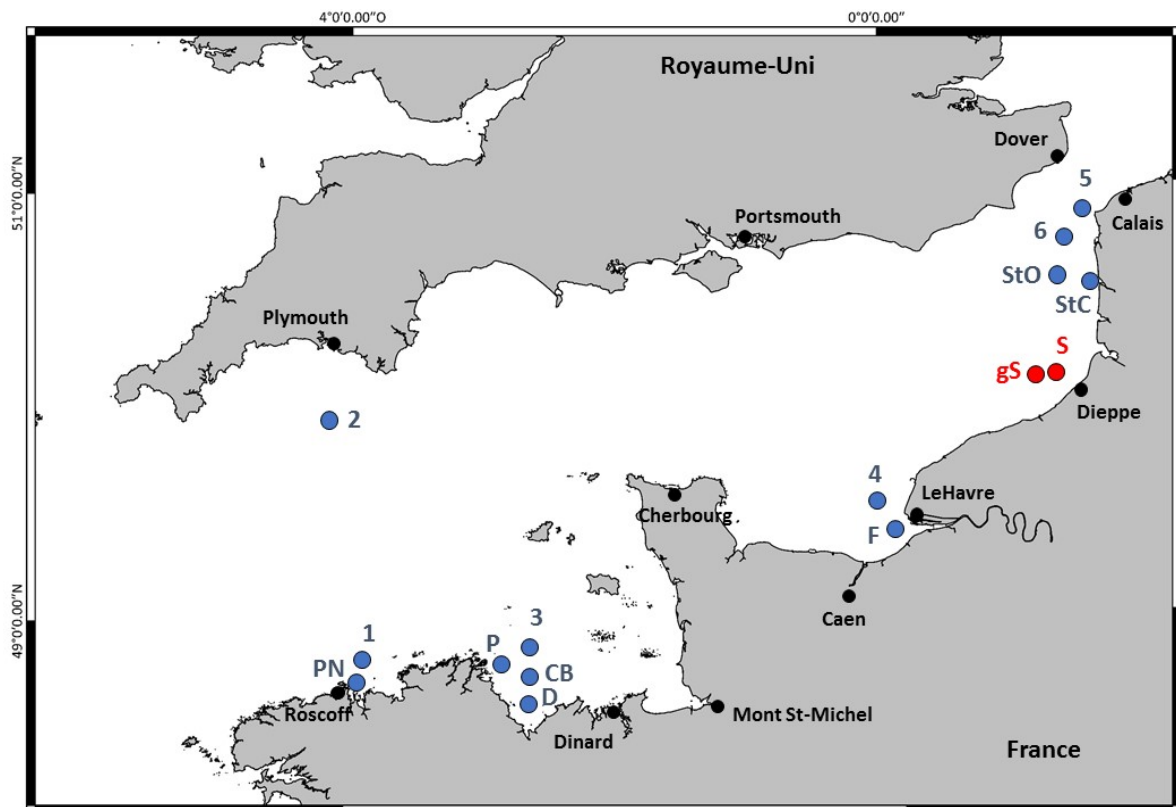


Figure 41 : Localisation des sites explorés pour l'étude du suprabenthos en Manche (en bleu) et ceux explorés durant la thèse (en rouge) (PN : Pierre Noire ; 1 : Trezen Vraz ; 2 : Plymouth ; 3 : Golfe Normano-Breton ; P : le Palus ; D : Dahouët ; CB : centre baie de St Brieuc ; 4 : baie de Seine ; F : embouchure de la Seine ; 5 & 6 : Déroit du Pas-de-Calais ; StO & StC : Côte d'Opale ; gS & S : Dieppe-Le Tréport).

Tableau 23 : Nombre d'espèces par site (S), Abondance (A) en nombre d'individus pour 100 m³ et biomasse (B) en g PSLC pour 100 m³ pour l'holosuprabenthos collecté sur 15 sites en Manche (Dauvin et al., 2000, 2008).

Station	Site	Date	Nombre de traits	Références
1	Trezen Vraz	1988-1993	38	Dauvin <i>et al.</i> , 1994 ; Zouhiri & Dauvin, 1996 ; Vallet, 1997
PN	Pierre Noire	1994-1995	10	Dauvin & Zouhiri, 1996 ; Zouhiri, 1999
2	Plymouth	1993-1994	11	Vallet, 1997
3	Golfe Normano-Breton	1993-1995	54	Vallet, 1997
P	Le Palus	1995-1996	10	Vallet, 1997
D	Dahouët	1995-1996	10	Vallet, 1997
CB	Centre Baie de St Brieuc	1995-1996	10	Vallet, 1997
4	Baie de Seine	1993-1995	16	Vallet, 1997
F	Embouchure de la Seine	1992-1996	77	Wang & Dauvin, 1994 ; Zouhiri, 1999
5	Détroit du Pas-de-Calais	1993-1994	11	Vallet, 1997
6	Détroit du Pas-de-Calais	1993-1994	11	Vallet, 1997
StO	Côte d'Opale	2002	4	Dauvin <i>et al.</i> , 2008
StC	Côte d'Opale	2002	15	Dauvin <i>et al.</i> , 2008
gS	Cette étude	2014-2016	6	Cette étude
S	Cette étude	2014-2016	8	Cette étude

Site	Type sédimentaire	Février-Juin			Juillet-Novembre		
		S	A	B	S	A	B
1	Sables grossiers	100	303	0,05	74	547	0,12
PN	Sables fins	95	3957	1,95	61	352	0,08
2	Sables moyens	86	200	0,07	103	7052	1,61
3	Sables grossiers et Cailloutis	88	144	0,02	87	537	0,06
P	Sables fins envasés avec coquilles	102	94	0,02	98	294	0,08
D	Sables fins envasés avec coquilles	69	118	0,02	69	217	0,04
CB	Sables moyens	74	429	0,05	71	1434	0,16
4	Graviers ensablés-Sables graveleux	89	640	0,15	90	2047	0,16
F	Sables fins envasés	44	3223	0,71	33	40469	8,86
5	Cailloutis	71	169	0,29	116	379	0,27
6	Sables moyens	91	379	0,14	101	2285	0,42
StO	Sables moyens	49	555	-	-	-	-
StC	Sables moyens	64	1332	-	-	-	-
gS	Sables graveleux	30	3722	0,59	15	146	0,01
S	Sables moyens	35	4161	1,24	33	1478	0,09

6.5.1 Richesse spécifique

Sur les 13 sites en dehors de ma zone d'étude, le nombre d'espèces varie de 44 au site F à 102 au site P en hiver, et, de 33 espèces au site F à 116 espèces au site 5 en été (Tableau 23, Figure 39). Les richesses spécifiques du site de Dieppe-Le Tréport par rapport aux données historiques, sont beaucoup plus faibles que sur les autres sites en Manche (Tableau 23). Avec une diversité comprise entre 30 et 35 espèces en hiver et 15-33 espèces en été, la diversité est la plus faible au sein des graviers ensablés et des sables moyens de ma zone d'étude pour des types sédimentaires similaires en Manche. Comme observé sur mon site d'étude, la richesse spécifique de l'holosuprabenthos en Manche n'évolue pas entre l'été et l'hiver (Dauvin *et al.*, 2000), avec une diversité relativement constante. En hiver, le nombre d'espèces est plus important au niveau de la Manche occidentale (stations 1, PN, 2, 3, P, D, CB) par rapport à la Manche orientale (stations 4, F, 5, 6) (Dauvin *et al.*, 2000), mes observations vont également dans ce sens pour la situation hivernale. Mais en automne, ce sont les stations historiques en Manche orientale (5, 6) qui montrent une richesse spécifique plus importante que celle de la Manche occidentale (Dauvin *et al.*, 2000).

6.5.2 Abondance

Les abondances varient fortement d'un site à l'autre selon les saisons (Tableau 23). En été et en hiver, les sables fins (et/ou envasés) et les sables moyens présentent les abondances pour 100 m³ les plus fortes par rapport aux abondances des sédiments plus grossiers pour les données historiques. Pour les données historiques, mis à part pour le site de Pierre Noire (PN), les abondances sont plus fortes en été qu'en hiver. En hiver, les abondances du site de Dieppe-Le Tréport sont parmi les plus fortes de la Manche, avec un maximum de 4161 individus pour 100 m³ au niveau des sables moyens, où la valeur maximale historique était de 3957 individus pour 100 m³. Pour les sédiments grossiers, il en est de même, avec 3722 individus pour 100 m³ pour les graviers ensablés de ma zone d'étude, où l'abondance historique maximale était de 303 individus pour 100 m³ au site 1.

Avec une abondance moyenne de 749 individus pour 100 m³ au niveau de la Manche occidentale, 2251 en baie de Seine et 20 108 en Manche orientale durant l'hiver, on observe une abondance suprabenthique plus forte à l'Est qu'à l'Ouest. Alors qu'en été, avec 1490 individus pour 100 m³ en Manche occidentale, 21 258 en baie de Seine et 1072 en Manche

orientale, on observe une abondance plus importante à l'Ouest qu'en Manche orientale, en particulier une abondance très forte en baie de Seine, à l'embouchure de l'estuaire.

En hiver, les abondances sont particulièrement faibles (< 650 individus pour 100 m³) sur neuf sites et ne sont pas supérieures à 200 ind.100 m³ sur cinq sites, dont quatre sites appartenant à la Manche occidentale. Les valeurs supérieures à 2500 ind.100 m³ sur quatre sites (PN, F, gS et S) sont dues pour le site de PN aux fortes densité des amphipodes *Ampelisca* spp. durant leurs nages nuptiales, pour le site F aux fortes abondances des mysidacés *Mesopodopsis slabberi* et *Neomysis integer* et ma zone d'étude aux fortes abondances de l'amphipode *Megaluropus agilis*.

Durant l'été (Tableau 23), les abondances sont inférieures à 650 ind.100 m³ sur seulement sept sites dont cinq dans la partie Ouest de la Manche, supérieure à 1000 ind.100 m³ à six sites et supérieures à 5000 ind.100 m³ sur seulement deux sites. Les abondances estivales sont particulièrement élevées au site F (40 469 ind.100 m³) essentiellement due à la présence des cumacés *Diastylis* spp.

6.5.3 Biomasse

Tout comme les abondances, les biomasses varient grandement entre les sites et les saisons. En hiver, elles sont de 0,31 g PSLC.m⁻³ en Manche occidentale, 0,43 g PSLC.m⁻³ en baie de Seine et 0,56 g PSLC.m⁻³ en Manche orientale. Pour l'été, 0,31 g PSLC.m⁻³ à l'Ouest, 4,51 g PSLC.m⁻³ en baie de Seine et 0,20 g PSLC.m⁻³ à l'Est. En hiver, les biomasses de ma zone d'étude sont parmi les plus élevées en Manche alors qu'en été elles sont parmi les plus faibles.

En conclusion, la zone du futur parc éolien de Dieppe – Le Tréport possède une diversité holosuprabenthique qui est très faible en comparaison de ce qui est connu ailleurs en Manche. Mais à cette faible diversité, est associée de fortes abondances, qui sont maximales sur la zone d'étude en hiver par rapport à ce qui était connu. La particularité de ce compartiment du site d'étude est d'avoir une abondance et biomasse maximales en hiver, ce qui est l'inverse de ce qui est observé au sein du compartiment benthique dans les études antérieures du suprabenthos sur l'ensemble de la Manche (Vallet, 1997 ; Dauvin *et al.*, 2000).

6.5.4 Comportement migratoire

Pour les activités natatoires, quelques particularités sont observées au niveau du site de DLT. C'est notamment le cas pour l'amphipode *Atylus vedlomensis* qui était une espèce connue pour être holosuprabenthique de niveau supérieur alors que dans mon étude elle est holosuprabenthique de niveau inférieur (Dauvin *et al.*, 2000).

Tableau 24. Liste des sept principales espèces collectées sur le site d'étude de Dieppe-Le Tréport (sG : graviers ensablés et S : sables moyens) comparé aux 13 sites présents en Manche. Les abondances sont transformées en classe d'abondance tel que «-» pour abondance < 1 ind.100 m⁻³, «1» : 1-5 ind.100 m⁻³, « 2 » : 5,1-20 ind.100 m⁻³, « 3 » : 20,1-100 ind.100 m⁻³, « 4 » : 100,1-500 ind.100 m⁻³, « 5 » : > 500 ind.100 m⁻³.

	1	PN	2	3	P	D	CB	4	F	5	6	StO	StC	sG	S
<i>Apherusa bispinosa/ovalipes</i>	4	1	5	4	1	1	3	5	-	3	4	3	3	3	4
<i>Atylus vedlomensis</i>	1	1	2	1	1	1	2	3	1	-	-	3	4	3	4
<i>Bodotria spp.</i>	-	3	2	-	-	-	1	1	1	3	2	-	-	3	2
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	-	-	2	-	-	-	-	1	1	3	4	4	4	4	4
<i>Megaluropus agilis</i>	-	3	1	1	1	1	3	2	1	-	2	2	3	5	5
<i>Paramysis helleri</i>	3	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	3	3
<i>Pseudocuma simile</i>	-	-	2	-	-	-	-	1	-	3	-	2	4	5	4

Selon Mees & Jones (1997), l'holosuprabenthos représente un intérêt taxonomique et de diversité, avec des rythmes jour/nuit de migration verticale important dans les réseaux trophiques en terme de prise de nourriture et de prédation.

Le nombre d'espèces, abondance et biomasse de la faune holosuprabenthique sont généralement plus important en été-début automne et moindre en hiver-début du printemps (Dauvin *et al.*, 2000), et sont similaires à ce qui était observés pour l'endofaune, l'épifaune vagile et sessile en Manche dans des eaux tempérées (Dauvin, 1984). Or, dans mon site d'étude, j'observe l'inverse, les diversités, abondances et biomasses de l'holosuprabenthos sont plus importantes en hiver qu'en été.

La Manche est connue pour les phénomènes de bloom d'algues phytoplanctoniques telles que *Phaeocystis* spp. directement liés à l'eutrophisation côtière (Gypens *et al.*, 2007) par des apports de nutriments fluviaux comme l'azote, le phosphore, variant dans le temps selon la météorologie (crues ou sécheresse). Les blooms de denses colonies de *Phaeocystis* spp. augmentent l'atténuation de la pénétration de la lumière (Peperzak *et al.*, 1998, 2000). Dans un contexte de fortes concentrations de nutriments et du régime mégatidale de la Manche,

où l'homogénéisation de la colonne d'eau est importante, la totalité de la colonne d'eau est affectée par les perturbations provoquées par ces blooms. Dauvin *et al.* (2008) se sont intéressés à l'impact des blooms de *Phaeocystis* spp. sur la turbidité et donc la migration de l'holosuprabenthos en Manche orientale au niveau des sables moyens à *Ophelia borealis* de la côte d'Opale. Ces auteurs ont montré qu'il y avait un effet limité sur la composition de la communauté holosuprabenthique (diversité et abondance) en comparaison à des sites non affectés par les blooms (Dauvin *et al.*, 2000 ; Vallet, 1997 ; Vallet & Dauvin, 1998). Néanmoins, les blooms de *Phaeocystis* affectent les migrations des espèces dominantes tels que le cumacé *Pseudocuma simile* et le mysidacé *Gastrosaccus spinifer*. Durant la période de bloom, leurs abondances durant le jour et la nuit dans la colonne d'eau étaient similaires, alors qu'en absence de blooms, les espèces étaient benthiques le jour et holosuprabenthiques la nuit (Dauvin *et al.*, 2008). C'est peut-être la raison pour laquelle au niveau des graviers ensablés de DLT sont observées des migrations similaires entre le jour et la nuit. Or, dans mon cas, il s'agit d'une observation en situation hivernale, n'étant pas la période la plus favorable aux blooms phytoplanctoniques. L'hypothèse pourrait être qu'en été, l'activité de l'écosystème étant plus importante, la production de détritits serait plus importante, constituant une source de nourriture pour les espèces holosuprabenthiques. Cette importante production de détritits au niveau de la surface des sédiments rendrait les migrations des espèces suprabenthiques non obligatoire car la nourriture est facilement accessible. Alors qu'en hiver, avec une activité plus faible, l'écosystème produirait moins de détritits, obligeant les espèces holosuprabenthiques (qui possèdent des activités natatoires) à migrer dans la colonne d'eau pour la recherche de nourriture. Cette hypothèse reste à vérifier.

7. Le benthos

Dans cette partie, ne sera traité que le benthos correspond aux zoobenthos, c'est-à-dire à la partie animale des organismes benthiques présent au niveau du site de DLT. Du phytobenthos est également présent sur le site de DLT, uniquement représenté par le maërl (algue rouge). Des individus de maërl vivant mais également mort ont été observés sur l'ensemble des prélèvements effectués au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux en plus ou moins grande quantité. Néanmoins, le nombre d'individus est faible, ne constituant pas de banc de maërl et donc pas d'ensemble biocénotique, il est considéré comme présent de manière dispersé sur ces deux types sédimentaires. Le zoobenthos où les individus d'une même espèce peuvent être quantifiés par unité de surface est qualifié de « benthos dénombrable » alors que pour des espèces non quantifiables par unité de surface, on parle de « benthos indénombrable ».

7.1 Le benthos dénombrable

Au niveau de la zone d'étude, douze stations benthiques appartiennent aux graviers ensablés, sept aux sables graveleux et six aux sables moyens dont une mixte aux sables graveleux et sables moyens (Figure 42). La station B10i sera considérée dans la suite des analyses comme une station appartenant aux sables moyens. Pour l'étude du compartiment benthique, les stations seront regroupées par type sédimentaire : les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens. Ce travail constituant l'état initial de l'étude d'impact de cette nouvelle activité en mer, il sera choisi de représenter le benthos par type sédimentaire et non par ensemble biocénotique, afin d'être le plus précis possible et de comparer lors du suivi à long terme, si des modifications seront observées pour un type sédimentaire plus particulièrement qu'un autre.

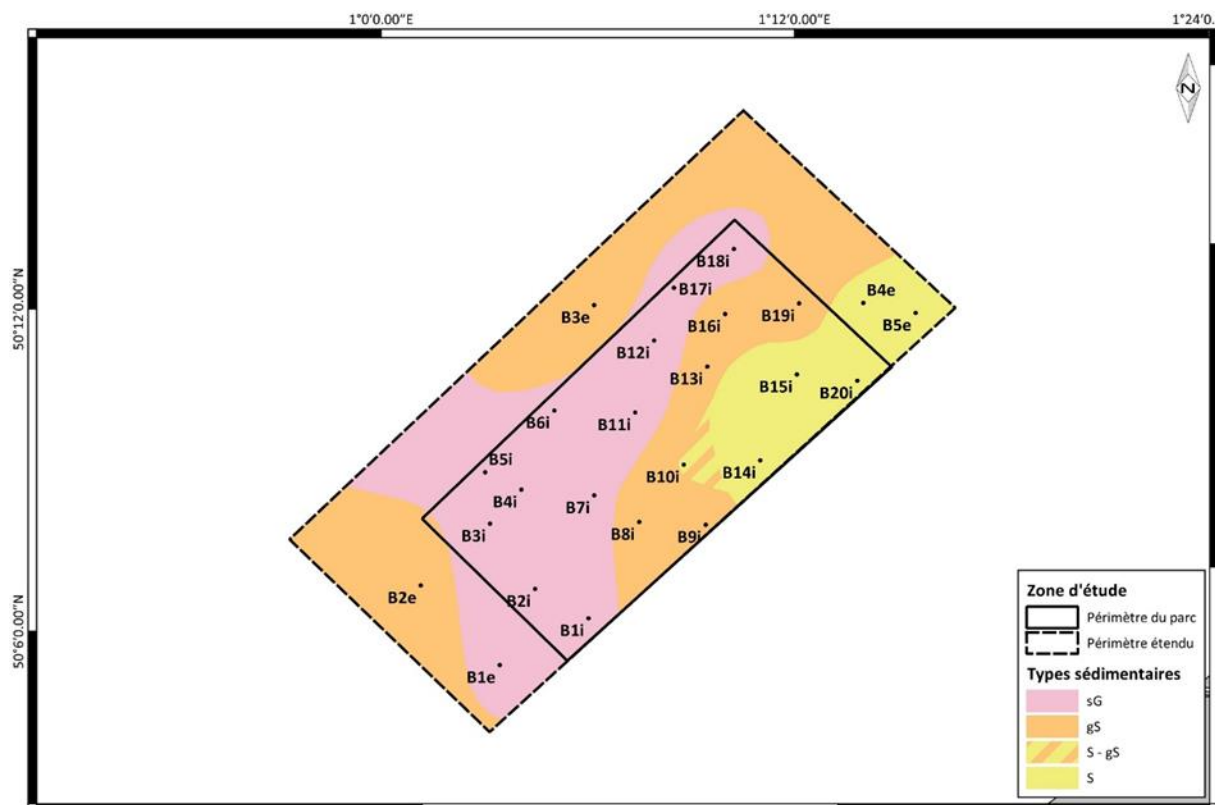


Figure 42 : Localisation des stations benthiques sur les différents types sédimentaires (sG : graviers ensablés ; gS : Sables graveleux ; S : Sables moyens).

7.1.1 Diversité taxonomique

Tableau 25 : Nombre total de taxons pour les quatre campagnes

Campagne	Nombre total de taxons
C1 (été 2014)	192
C2 (hiver 2015)	169
C3 (été 2015)	235
C4 (hiver 2016)	181

Le site d'étude apparaît comme diversifié avec un nombre de taxons variant de 169 à 235 selon les campagnes (Tableau 25). La campagne 3 (été 2015) est la plus diversifiée et la campagne 2 (hiver 2015) la moins diversifiée.

De manière générale, on observe qu'il y a deux grands types de distribution des taxons au niveau de la zone d'étude :

- Les stations B8i, B10i, B14i, B15i, B20i, B4e et B5e sont relativement pauvres en taxa : la richesse spécifique minimum étant de 19 taxa (station B5e en hiver 2015) et le maximum était de 67 taxa (station B10i en été 2014).
- Les autres stations avec une richesse taxonomique minimum de 22 taxa (station B15i en hiver 2016) à un maximum de 114 taxa (station B11i en été 2015).

Sur l'ensemble des trois habitats sédimentaires, la saisonnalité est un facteur important, les richesses taxonomiques étant plus importantes en été qu'en hiver ($ANOVA_{1,98} = 25,74$; $p < 0,001$) mis à part pour la station B4i qui présente un nombre de taxa plus important en hiver qu'en été (Figure 41). Pour l'été et l'hiver, les stations localisées sur les sables moyens possèdent une richesse taxonomique moins importantes (150 taxa) que les stations présentent sur les graviers ensablés (277 taxa) et les sables graveleux (224 taxa) ($ANOVA_{2,97} = 44,44$; $p < 0,001$) (Test de Tukey) (Tableau 26, Figure 43).

Tableau 26 : Richesse taxonomique entre les saisons et annuellement pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.

Type sédimentaire	Richesse taxonomique		
	été	hiver	année
Graviers ensablés	244	191	277
Sable graveleux	193	159	224
Sable moyens	121	99	150

Durant l'été, avec 244 taxa, les graviers ensablés présentent une richesse taxonomique plus importante ($ANOVA_{2,47} = 40,62$; $p < 0,001$) que les stations des sables graveleux (193) et des sables moyens (121) (Test de Tukey).

Durant l'hiver, la richesse taxonomique des stations benthiques appartenant aux graviers ensablés et des sables graveleux, avec 191 et 159 taxa respectivement, est plus importante que celle des sables moyens (99 taxa) ($ANOVA_{2,47} = 33,78$; $p < 0,001$) (Test de Tukey).

De manière générale, pour la richesse taxonomique des trois habitats de la zone d'étude, un gradient Ouest-Est avec une diversité plus importante sur les sédiments les plus grossiers (les graviers ensablés) et qui décroît sur les sédiments des sables moyens a été observé (Tableau 26).

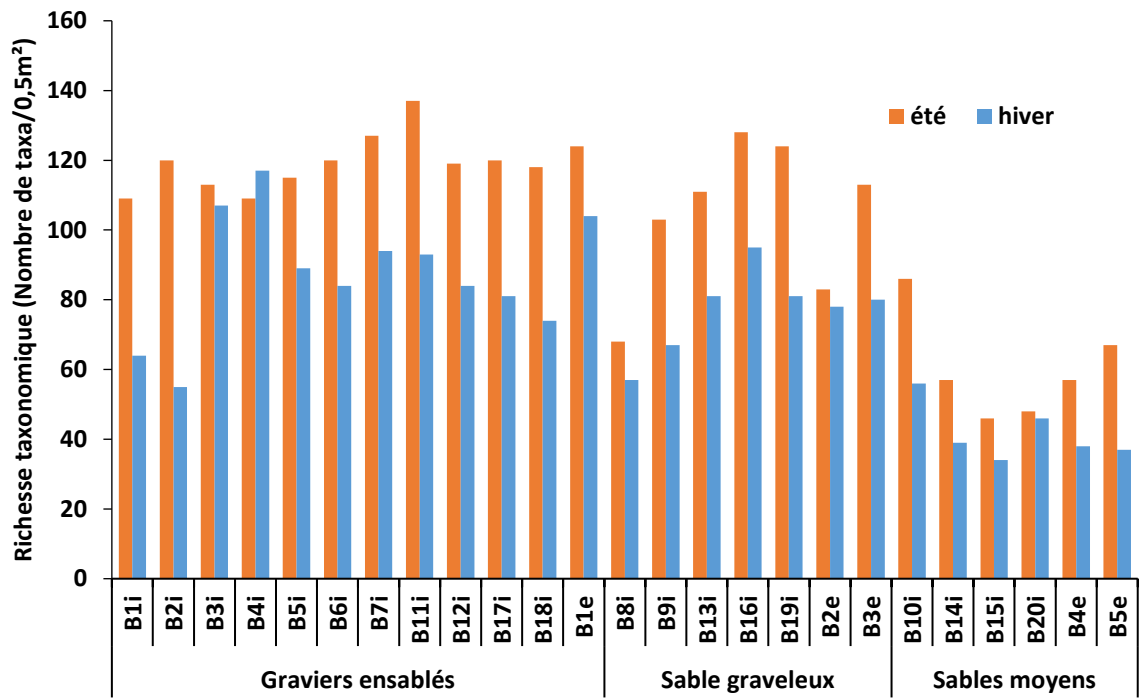


Figure 43 : Richesse taxonomique des différentes stations pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.

Les richesses taxonomiques par station (0,5 m²) supérieures à 80 taxa sont essentiellement situées au niveau des sédiments grossiers, correspondant aux graviers ensablés et aux sables graveleux (Figure 44), en été et en hiver. Les graviers ensablés entre l'été et l'hiver sont les plus diversifiés, suivi par les sables graveleux et enfin les sables moyens, révélant un gradient Ouest à Est en lien avec le gradient granulométrique (Figure 44). Sur ces sédiments grossiers, la diversité est beaucoup plus forte en été qu'en hiver avec des diversités pouvant être supérieure à 120 en été et inférieure à 120 en hiver.

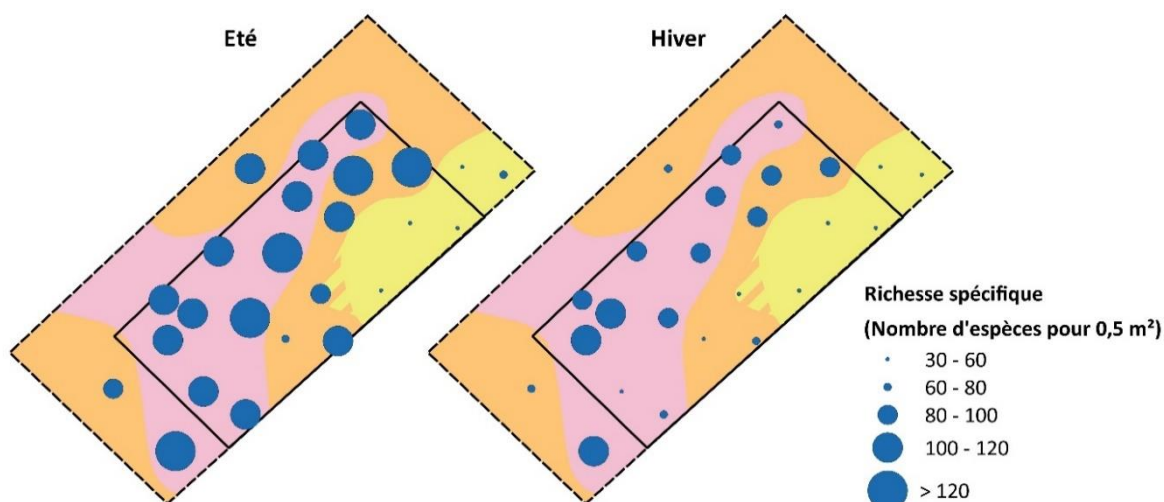


Figure 44 : Evolution de la richesse taxonomique entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.

7.1.2 Abondance

Tableau 27 : Abondance totale pour les quatre campagnes (total de 125 répliquats par campagne).

Campagne	Nombre total d'individus
C1 (été 2014)	36 628
C2 (hiver 2015)	17 880
C3 (été 2015)	34 662
C4 (hiver 2016)	13 348

L'abondance du macrozoobenthos présente un facteur deux entre l'été et l'hiver (Tableau 27) avec une situation estivale sur l'ensemble de la zone d'étude stable entre les deux campagnes C1 et C3,

avec une abondance totale de 35 645 individus (Tableau 28). La situation hivernale présente également une certaine stabilité entre les campagnes C2 et C4, avec une abondance totale pour l'ensemble de la zone d'étude de 15 614 individus (Tableau 28).

La saisonnalité est très marquée avec des abondances nettement plus importantes en été sur les trois types sédimentaires qu'en hiver (ANOVA_{1,98} = 20,41 ; $p < 0,001$). Cette évolution temporelle d'abondance entre les saisons montre que le recrutement est important sur la zone de la fin du printemps à l'été (Figure 45). D'ailleurs ce recrutement est relativement stable d'une année à l'autre car entre l'été 2014 et 2015 il y a une différence entre les deux valeurs représentant environ 5 % du total des individus de la zone.

L'abondance moyenne par station est de 2930 individus.m⁻² en été 2014, 1430 individus.m⁻² en hiver 2015, 2772 individus.m⁻² en été 2015 et 1068 individus.m⁻² en hiver 2016.

Tableau 28 : Abondance (nombre individus par m²) entre les saisons et annuellement pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.

Type sédimentaire	Abondance (individus.m ⁻²)		
	été	hiver	année
Graviers ensablés	4172	1806	2989
Sable graveleux	2208	1001	1605
Sable moyens	962	425	693

De manière générale, s'observe de plus fortes abondances sur les graviers ensablés avec en moyenne 2989 individus par m² que sur les sables graveleux et les sables moyens, avec 1605 et 693 individus par m² respectivement (ANOVA_{2,97} = 15,92 ; $p < 0,01$) (Test de Tukey) (Figure 45 ;

Tableau 28).

La plus forte densité observée est celle de la station B1e en été 2015 avec une abondance de 13474 individus.m⁻² majoritairement due à la présence d'une espèce de petit crustacé décapode : *Pisidia longicornis* représenté par 10152 individus.m⁻² soit 75 % de l'abondance totale de la station.

Un gradient Ouest-Est en lien avec les types sédimentaires est présent sur la zone d'étude, avec des abondances plus fortes sur les graviers ensablés et les sables graveleux que sur les sables moyens en été (ANOVA_{2,47} = 12,1 ; $p < 0,001$) (test de Tukey) et en hiver (ANOVA_{2,47} = 15,19 ; $p < 0,001$) (test de Tukey) (Tableau 28 ; Figure 45). Ce gradient entre les trois types sédimentaires pour l'hiver et l'été suit un facteur deux. Les graviers ensablés ont une abondance deux fois plus importantes que les sables graveleux, qui ont eux-mêmes, une abondance deux fois supérieure que celle des sables moyens (Figure 45 et Tableau 28).

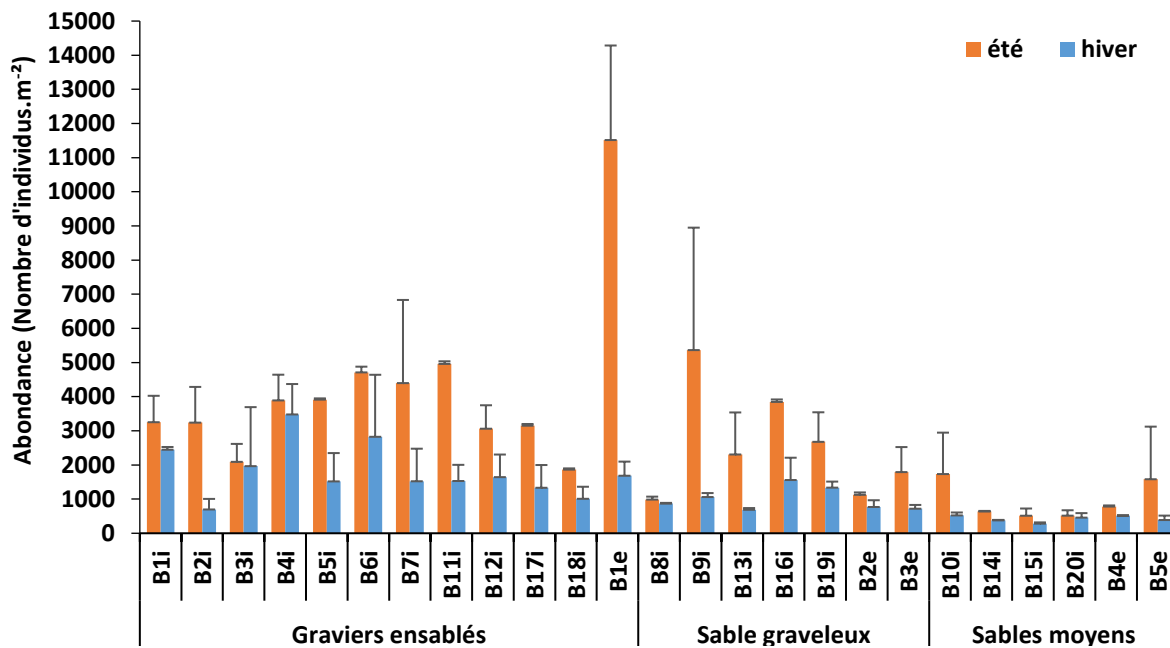


Figure 45 : Abondance par saison et station avec écart-type au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.

Pour les abondances par station (nombre d'individus par m²), les sédiments grossiers (graviers ensablés et sables graveleux) apparaissent comme plus abondants en été et hiver (Figure 46). Il est retrouvé au niveau des abondances, le gradient Nord-Ouest à Sud-Est, avec des abondances plus importantes sur les graviers ensablés, puis les sables graveleux et enfin les sables moyens en été et en hiver (Figure 46). En été, les abondances au niveau des graviers ensablés sont entre 1000 et 5000 individus par m² et de 1000 à 3000 individus par m² en hiver, avec des maximums supérieurs à 5000 (maxima de 11517 individus par m²) en été et 3000-5000 individus par m² en hiver. Pour les sables graveleux, les abondances durant l'été sont comprises entre 500 et 5000 individus par m² avec un maximum sur une station supérieure à 5000 individus par m², alors qu'en hiver, les abondances sont comprises entre 500 et 3000 individus par m². Pour les sables moyens, les abondances ne dépassent jamais 3000 individus par m² en été et 1000 individus par m² en hiver.

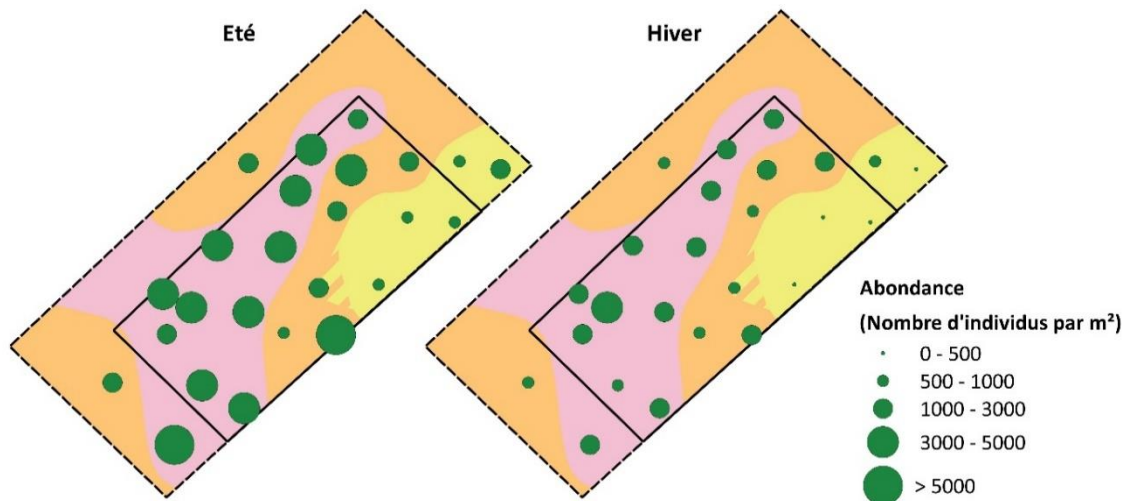


Figure 46 : Evolution de l'abondance entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.

Au niveau des graviers ensablés, les dix espèces principales ont des abondances annuelles comprises entre 84 individus.m⁻² (*Galathea intermedia*) et 394 individus.m⁻² pour *Pisidia longicornis* (Tableau 29). Les abondances de ces dix espèces évoluent entre les saisons. Certaines sont quasiment absentes en hiver, alors qu'elles sont fortement abondantes en été (*P. longicornis*, *Apherusa bispinosa* et *G. intermedia*). D'autres sont relativement stables entre les saisons (*Polygordius lacteus*, *Glycera lapidum*, *Branchiostoma lanceolatum*). *Tryphosa nana*, présente des abondances plus faibles en été. De manière générale, les espèces les plus abondantes correspondent aux crustacés amphipodes et décapodes, avec des abondances augmentant de 268 % entre l'hiver et l'été (Tableau 29).

Pour les sables graveleux, la saisonnalité est également bien marquée pour les dix espèces majoritaires de ce type sédimentaire avec une hausse de 191 % de leurs abondances entre l'hiver et l'été (Tableau 29). Les amphipodes *A. bispinosa* et *Megamphopus cornutus* sont absents en hiver mais fortement abondants en été. L'abondance maximale en été est de 196 individus par m² pour *P. lacteus* (Tableau 29).

Pour les sables moyens, l'évolution des dix principales espèces benthiques correspond à une augmentation de 251 % de leurs abondances entre l'hiver et l'été (Tableau 29). Les abondances spécifiques sont plus faibles que celles des graviers ensablés et des sables graveleux, allant de 0 à 189 individus par m² (Tableau 29)

Tableau 29 : Récapitulatif de l'abondance avec écart-type des 10 principales espèces benthiques présentes sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens durant l'hiver, l'été et l'année en nombre d'individus par m².

Graviers ensablés			
Espèces	Été	Hiver	Année
<i>Pisidia longicornis</i>	766 ± 2309	22 ± 45	394 ± 1150
<i>Amphipholis squamata</i>	272 ± 172	186 ± 161	229 ± 132
<i>Apherusa bispinosa</i>	423 ± 414	1 ± 2	212 ± 133
<i>Spirobranchus triqueter</i>	254 ± 259	160 ± 161	207 ± 161
<i>Polygordius lacteus</i>	133 ± 103	167 ± 145	150 ± 94
<i>Tryphosa nana</i>	110 ± 107	184 ± 629	147 ± 267
<i>Glycera lapidum</i>	159 ± 55	113 ± 61	136 ± 42
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	128 ± 143	115 ± 190	121 ± 152
<i>Abludomelita obtusata</i>	185 ± 222	14 ± 21	99 ± 95
<i>Galathea intermedia</i>	165 ± 126	4 ± 8	84 ± 51

Sables graveleux			
Espèces	Été	Hiver	Année
<i>Polygordius lacteus</i>	196 ± 154	233 ± 148	214 ± 124
<i>Apherusa bispinosa</i>	185 ± 166	-	92 ± 57
<i>Glycera lapidum</i>	102 ± 60	73 ± 46	88 ± 41
<i>Amphipholis squamata</i>	101 ± 106	69 ± 68	85 ± 78
<i>Glycymeris glycymeris</i>	74 ± 62	54 ± 34	64 ± 48
<i>Aonides paucibranchiata</i>	72 ± 52	54 ± 46	63 ± 43
<i>Abludomelita obtusata</i>	118 ± 157	5 ± 6	61 ± 59
<i>Syllis garciai</i>	75 ± 63	35 ± 38	55 ± 28
<i>Syllis variegata</i>	61 ± 61	48 ± 32	54 ± 39
<i>Megamphopus cornutus</i>	105 ± 114	-	52 ± 49

Sables moyens			
Espèces	Été	Hiver	Année
<i>Nephtys cirrosa</i>	189 ± 56	163 ± 47	176 ± 45
<i>Moerella pygmaea</i>	87 ± 42	53 ± 25	70 ± 16
<i>Phtisica marina</i>	117 ± 345	-	58 ± 120
<i>Apherusa bispinosa</i>	97 ± 296	< 1 ± 1	49 ± 104
<i>Polygordius lacteus</i>	34 ± 50	22 ± 55	28 ± 41
<i>Poecilochaetus serpens</i>	32 ± 102	4 ± 14	18 ± 41
<i>Megaluropus agilis</i>	22 ± 22	14 ± 20	18 ± 41
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	27 ± 40	7 ± 4	17 ± 9
<i>Ophiura albida</i>	28 ± 32	2 ± 3	15 ± 13
<i>Eurydice pulchra</i>	24 ± 21	< 1 ± 1	12 ± 6

7.1.3 Biomasse

Tableau 30. Biomasse avec écart-type (en g de Poids Sec Libre de Cendres par m²) entre les saisons et annuellement pour les trois types sédimentaires.

Type sédimentaire	Été	Hiver	Année
Graviers ensablés	128 ± 54	71 ± 38	100 ± 39
Sable graveleux	141 ± 120	51 ± 30	96 ± 64
Sable moyens	16 ± 6	15 ± 13	15 ± 7

Sur l'ensemble de la zone d'étude, les biomasses varient énormément entre l'été et l'hiver (Figure 47 ; Tableau 30), avec majoritairement des biomasses plus fortes en

été qu'en hiver (ANOVA_{1,98}=11,6 ; $p < 0,001$). Annuellement, la biomasse de 15 g PSLC.m² des sables moyens est beaucoup plus faible que celle des graviers ensablés et des sables graveleux, avec respectivement 100 et 96 g PSLC par m² (ANOVA_{2,97}=10,95 ; $p < 0,001$) (test de Tukey). La biomasse des sables moyens est stable entre l'hiver et l'été (Tableau 30) variant seulement de 6 %, mais reste plus faible que celle des graviers ensablés et des sables graveleux en été (ANOVA_{2,47}=6,88 ; $p < 0,01$) et en hiver (ANOVA_{2,47}=8,31 ; $p < 0,001$) (tests de Tukey).

Ce fort contraste entre les biomasses des graviers ensablés et des sables graveleux avec la biomasse des sables moyens est essentiellement lié à la présence dans les sédiments grossiers des bivalves possédant une forte biomasse individuelle, avec notamment des espèces comme l'amande de mer (*Glycymeris glycymeris*) et la palourde rose (*Polititapes rhomboides*).

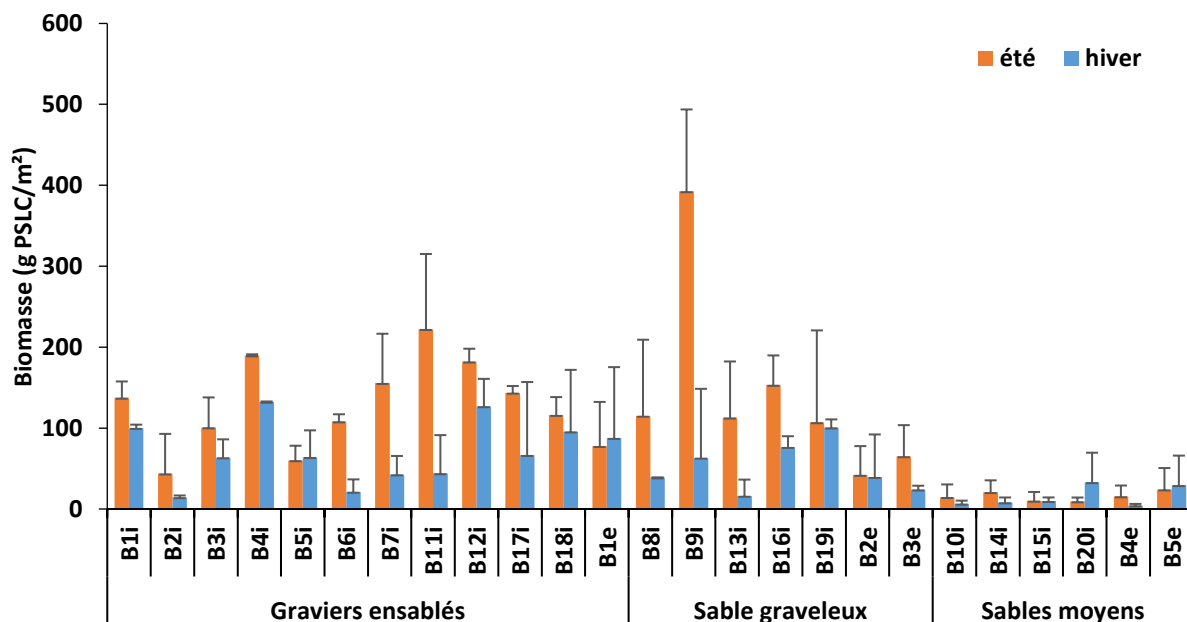


Figure 47 : Biomasse moyenne avec écart-type par station pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.

Les biomasses en g PSLC par m² des dix espèces principales (Tableau 31) augmentent davantage entre l'hiver et l'été sur les sables graveleux (263 %) que les graviers ensablés (171 %) et les sables moyens (163 %) (Tableau 31). Pour les sédiments grossiers (graviers ensablés et sables graveleux), parmi les dix espèces dominantes en terme de biomasse, figurent essentiellement des mollusques bivalves (*Glycymeris glycymeris*, *Polititapes rhomboides* et *Arcopagia crassa*...), des échinodermes (*Spatangus purpureus* et *Echinocardium flavescens*...) et le céphalocordé *Branchiostoma lanceolatum* (Tableau 31).

Pour les sables moyens, sont retrouvés également les échinodermes (*Echinocardium cordatum* et *Asterias rubens*...) et les mollusques bivalves (*Spisula elliptica* et *G. glycymeris*...) comme espèces dominantes en terme de biomasse (Tableau 31).

De manière générale, les espèces majoritaires au niveau des biomasses du compartiment benthique ne correspondent pas forcément aux espèces les plus abondantes, mais à celles qui possèdent une très forte biomasse individuelle.

Pour les biomasses par station (g PSLC par m²), les valeurs sont les plus fortes sur les graviers ensablés et les sables graveleux puis les sables moyens en été et en hiver (Figure 48) avec un gradient d'appauvrissement du Nord-Ouest au Sud-Est. Or en été, une station des sables graveleux montre une très forte biomasse (393 g PSLC par m²) du fait de la très forte abondance d'amande de mer *Glycymeris glycymeris*.

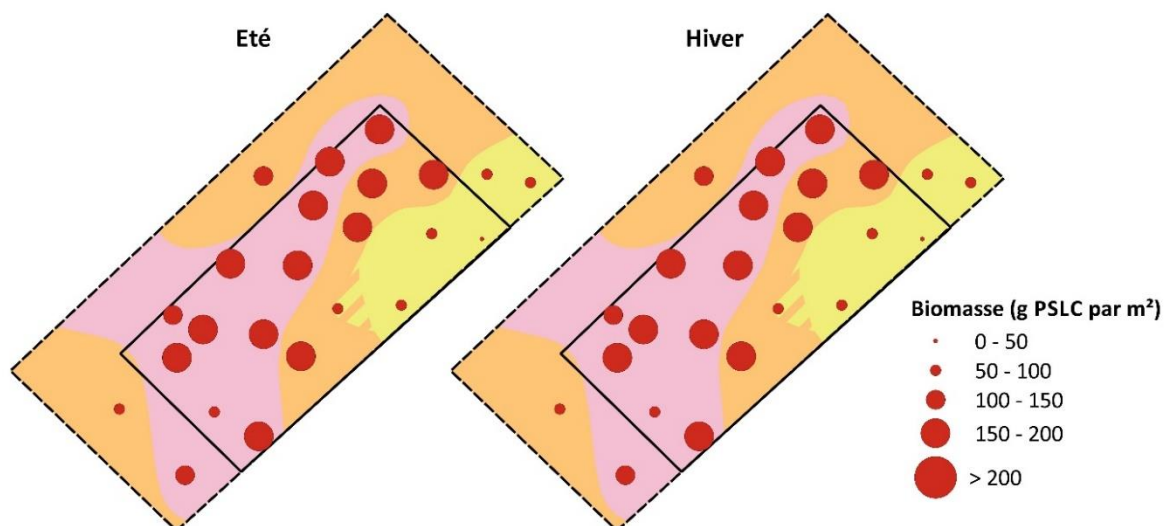


Figure 48 : Evolution de la biomasse entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.

Tableau 31 : Récapitulatif de la biomasse des 10 principales espèces benthiques présentes dans les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens durant l'hiver, l'été et l'année en g de Poids Sec Libre de Cendres (PSLC) par m².

Graviers ensablés			
Espèces	Été	Hiver	Année
<i>Glycymeris glycymeris</i>	58,6 ± 41,4	26,9 ± 22,2	42,7 ± 30,9
<i>Polititapes rhomboides</i>	46,8 ± 22,1	36,4 ± 25,2	41,6 ± 18,6
<i>Polygordius lacteus</i>	8,6 ± 6,0	0,2 ± 0,1	4,4 ± 3,0
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	3,9 ± 4,4	3,2 ± 4,7	3,5 ± 4,4
<i>Arcopagia crassa</i>	2,0 ± 2,4	2,8 ± 2,8	2,3 ± 2,3
<i>Spatangus purpureus</i>	1,1 ± 2,0	0,5 ± 1,4	0,8 ± 2,1
<i>Echinocardium flavescens</i>	1,4 ± 1,6	0,3 ± 0,5	0,8 ± 1,1
<i>Crepidula fornicata</i>	0,8 ± 0,5	0,5 ± 0,9	0,6 ± 0,5
<i>Echinocardium cordatum</i>	0,4 ± 0,7	0,8 ± 1,1	0,6 ± 1,0
<i>Loripes orbiculatus</i>	0,2 ± 0,5	0,9 ± 0,9	0,5 ± 0,9

Sables graveleux			
Espèces	Été	Hiver	Année
<i>Glycymeris glycymeris</i>	107,1 ± 112,6	37,1 ± 35,4	72,1 ± 73,7
<i>Polititapes rhomboides</i>	9,5 ± 8,8	8,5 ± 8,1	9,0 ± 7,6
<i>Polygordius lacteus</i>	11,7 ± 7,4	0,2 ± 0,1	5,9 ± 3,7
<i>Laevicardium crassum</i>	5,4 ± 6,6	0,9 ± 1,8	3,1 ± 4,4
<i>Arcopagia crassa</i>	1,7 ± 1,6	1,7 ± 2,2	1,7 ± 1,3
<i>Echinocardium flavescens</i>	2,3 ± 2,7	0,4 ± 0,9	1,3 ± 1,8
<i>Serpula vermicularis</i>	0,003 ± 0,006	2,4 ± 3,2	1,2 ± 2,5
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	1,6 ± 0,8	0,8 ± 0,5	1,2 ± 0,5
<i>Echinocardium cordatum</i>	0,7 ± 0,8	1,0 ± 1,9	0,8 ± 1,3
<i>Spatangus purpureus</i>	0,6 ± 1,6	0,5 ± 0,9	0,5 ± 1,6

Sables moyens			
Espèces	Été	Hiver	Année
<i>Echinocardium cordatum</i>	6,2 ± 12,4	9,1 ± 20,6	7,6 ± 16,3
<i>Polygordius lacteus</i>	4,7 ± 5,0	0,02 ± 0,04	2,4 ± 5,1
<i>Spisula elliptica</i>	4,1 ± 5,6	0,6 ± 0,5	2,3 ± 2,8
<i>Glycymeris glycymeris</i>	3,2 ± 4,7	1,0 ± 1,3	2,1 ± 3,2
<i>Laevicardium crassum</i>	1,0 ± 2,3	0,8 ± 1,2	0,9 ± 1,8
<i>Tritia reticulata</i>	0,8 ± 0,6	0,6 ± 0,8	0,7 ± 0,6
<i>Spisula solida</i>	0,7 ± 0,3	0,8 ± 0,3	0,7 ± 0,3
<i>Nephtys cirrosa</i>	0,5 ± 0,12	0,3 ± 0,09	0,4 ± 0,1
<i>Polititapes rhomboides</i>	0,5 ± 1,3	-	0,2 ± 1,3
<i>Asterias rubens</i>	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,5	0,1 ± 0,5

7.1.4 Catégories du benthos

Afin de mieux comprendre les différences observées au niveau du benthos dénombrable, il a été choisi de séparer les individus constituant le benthos dénombrable en différentes catégories. Pour cela, un fichier récapitulatif de ces modalités pour les différentes espèces présentes en Manche avait été conçu par l'équipe de benthologie de la station marine de Wimereux sous la responsabilité du professeur J.C. Dauvin pour les catégories de l'endofaune, l'épifaune vagile et sessile. La catégorie des espèces holosuprabenthique a pu être définie à partir des prélèvements réalisés avec le traîneau suprabenthique qui a permis d'identifier ces espèces à activités natatoires.

7.1.4.1 Diversité

Au niveau des richesses taxonomiques totales, c'est l'endofaune qui est la catégorie la plus diversifiée en été et hiver puis l'épifaune vagile, l'holosuprabenthos et l'épifaune sessile (Figure 49). Pour l'ensemble de ces quatre catégories du benthos et durant les deux saisons, s'observent un gradient d'appauvrissement des graviers ensablés aux sables graveleux puis aux sables moyens (Figure 49 ; Tableau 32).

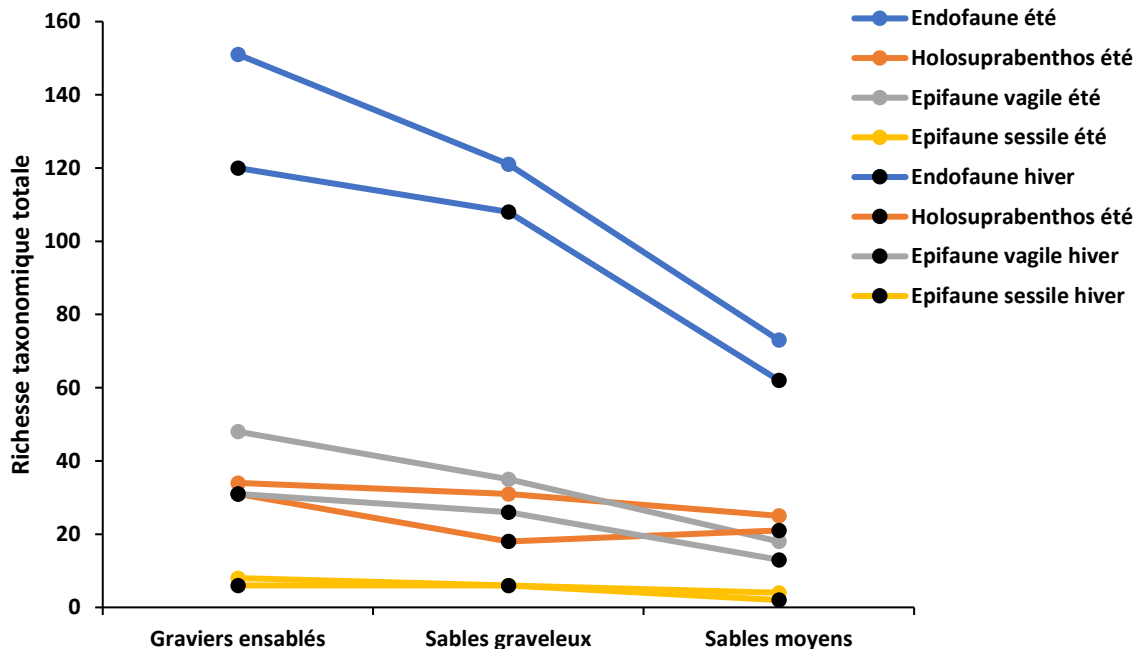


Figure 49 : Répartition des richesses taxonomiques totales des taxa composant l'endofaune, l'holosuprabenthos, l'épifaune vagile et l'épifaune sessile sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens durant l'été (point de couleur) et l'hiver (point noir).

Tableau 32 : Nombre de taxa composant l'endofaune, l'holosuprabenthos, l'épifaune vagile et sessile au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens en été et hiver.

		Graviers ensablés	Sables graveleux	Sables moyens
été	Endofaune	151	121	73
	Holosuprabenthos	34	31	25
	Epifaune vagile	48	35	18
	Epifaune sessile	8	6	4
hiver	Endofaune	120	108	62
	Holosuprabenthos	31	18	21
	Epifaune vagile	31	26	13
	Epifaune sessile	6	6	2

7.1.4.2 Situation estivale

En été, les richesses taxonomiques moyennes de l'endofaune (sG : 52 taxa ; gS : 49 taxa ; S : 23 taxa), de l'holosuprabenthos (sG : 16 taxa ; gS : 15 taxa ; S : 11 taxa), de l'épifaune vagile (sG : 15 taxa ; gS : 11 taxa ; S : 6 taxa) et sessile (sG : 3 taxa ; gS : 2 taxa ; S : 0,4 taxa) sont similaires entre les graviers ensablés et les sables graveleux mais plus élevées que sur les sables moyens (Figure 50 ; Tableau 33). Au niveau des richesses taxonomiques moyennes, les graviers ensablés et les sables graveleux apparaissent similaires entre eux.

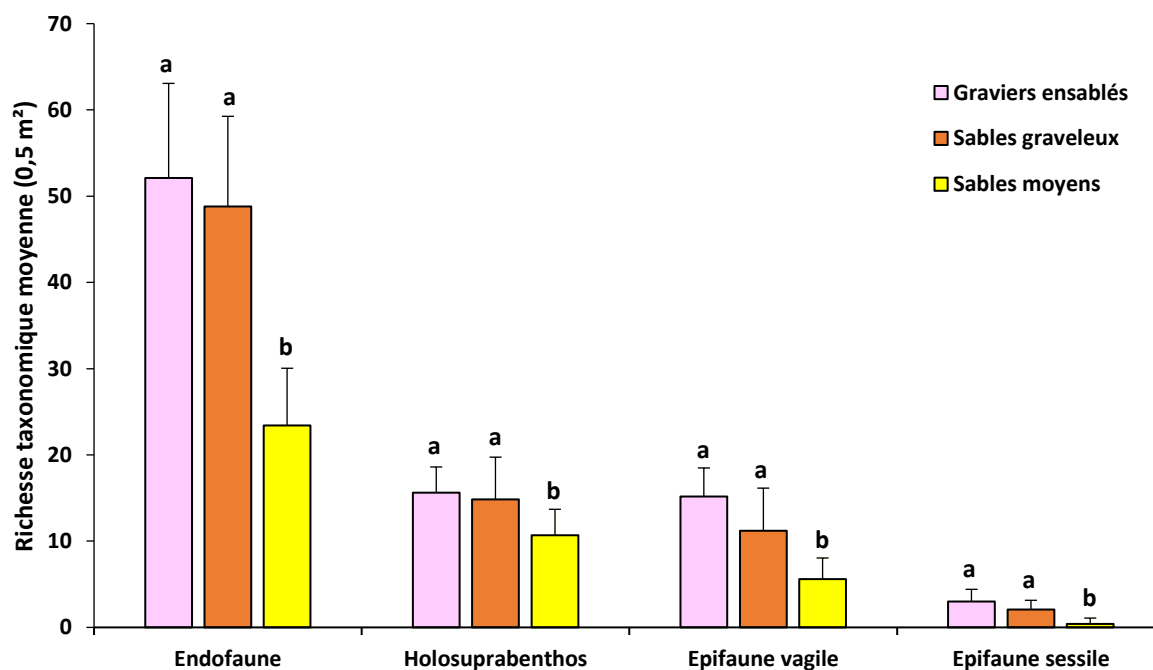


Figure 50 : Richesse taxonomique moyenne par 0,5 m² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, épifaune vagile, epifaune sessile sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) durant l'été (C1 et C3) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de Tukey).

En été, les abondances en nombre d'individus par m² sont similaires au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux mais plus élevées que sur les sables moyens pour l'endofaune (sG : 1540 ind.m⁻² ; gS : 1219 ind.m⁻² ; S : 549 ind.m⁻²) et l'holosuprabenthos (sG : 1044 ind.m⁻² ; gS : 650 ind.m⁻² ; S : 348 ind.m⁻²) (Figure 51 ; Tableau 33). Pour l'épifaune vagile (sG : 1323 ind.m⁻² ; gS : 285 ind.m⁻² ; S : 64 ind.m⁻²), l'abondance apparaît similaire entre les trois habitats due à l'importante hétérogénéité de cette catégorie au niveau des graviers ensablés, même si de manière générale on peut observer une abondance moyenne plus élevée sur les graviers ensablés (Figure 49 ; Tableau 33). L'épifaune sessile est en moyenne plus abondante au niveau des graviers ensablés (263 ind.m⁻²) que sur les sables graveleux (54 ind.m⁻²) et les sables moyens (1 ind.m⁻²) (Figure 51 ; Tableau 33).

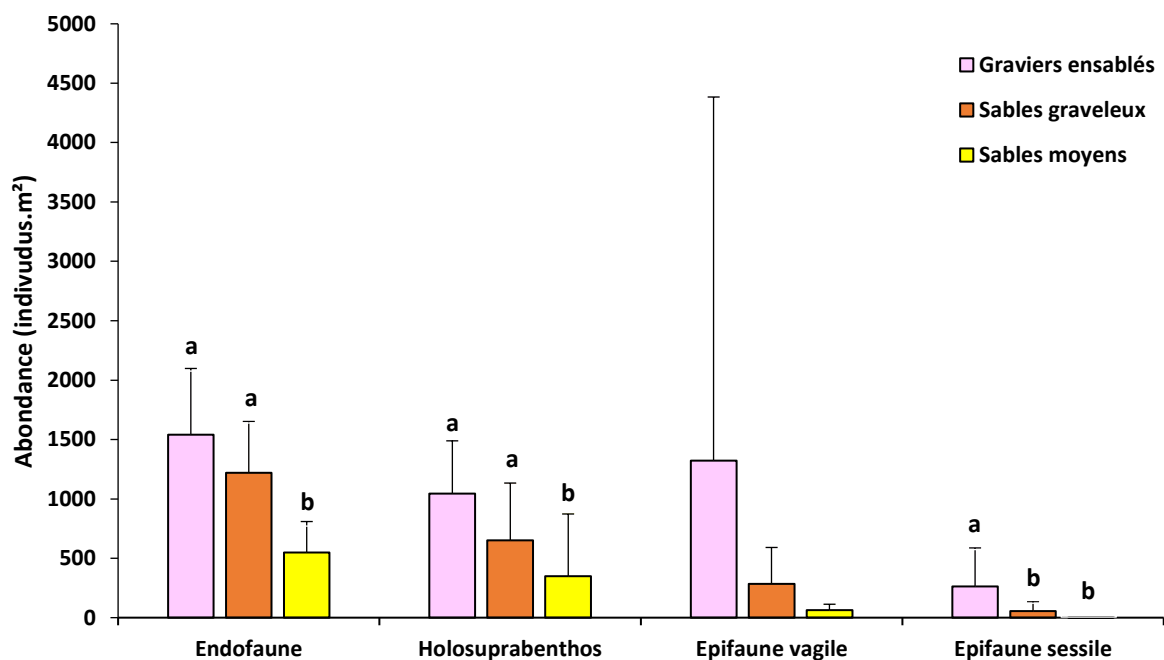


Figure 51 : Abondance en nombre d'individus par m² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, épifaune vagile, épifaune sessile sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) durant l'été (C1 et C3) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de TuKey).

En été, les biomasses de l'endofaune sont plus importantes au niveau des graviers ensablés (127 g PSLC.m⁻²) et des sables graveleux (145 g PSLC.m⁻²) que sur les sables moyens (22 g PSLC.m⁻²) (Figure 50 : Tableau 33). Au niveau de l'holosuprabenthos (sG : 0,2 g PSLC.m⁻² ; gS : 0,2 g PSLC.m⁻² ; S : 0,1 g PSLC.m⁻²) et de l'épifaune sessile (sG : 1,3 g PSLC.m⁻² ; gS : 0,9 g PSLC.m⁻² ; S : 0,1 g PSLC.m⁻²), les biomasses sont plus importantes sur les graviers ensablés que sur les sables moyens mais les sables graveleux ne diffèrent pas significativement des graviers ensablés et des sables moyens (Figure 52 : Tableau 33). Pour la biomasse de l'épifaune vagile (sG : 3,4 g PSLC.m⁻² ; gS : 1,8 g PSLC.m⁻² ; S : 1,1 g PSLC.m⁻²), aucune différence significative ne s'observe entre les trois types sédimentaires (Figure 52 ; Tableau 33).

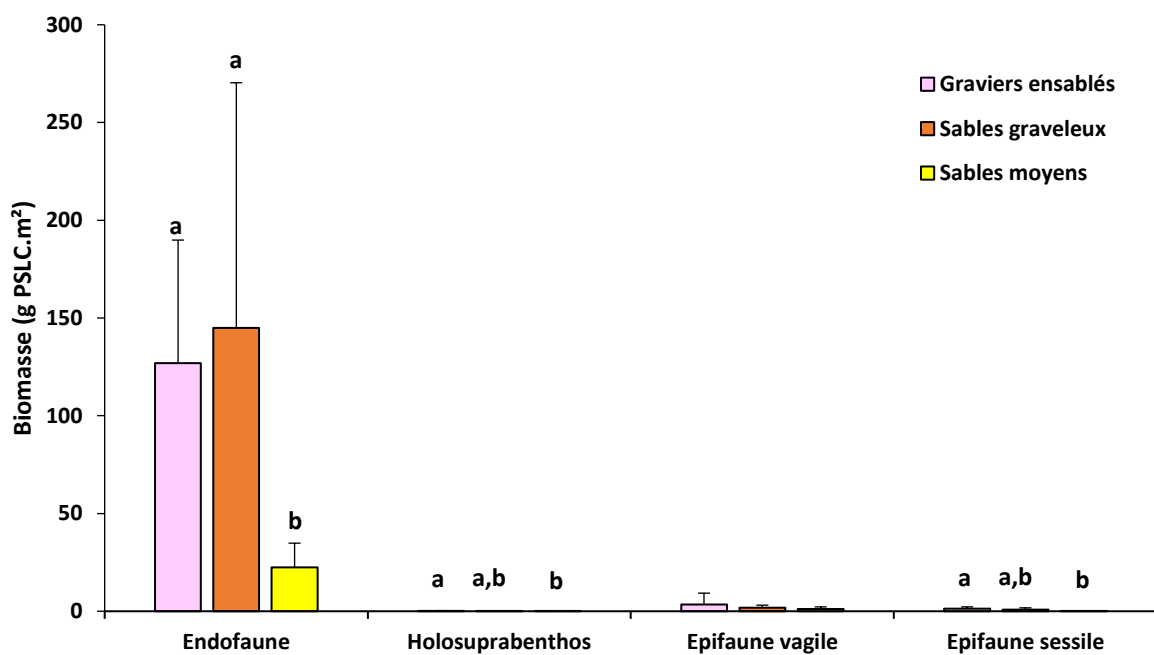


Figure 52 : Biomasse en grammes de poids sec libres de cendres par m² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, epifaune vagile, epifaune sessile sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaunes) durant l'été (C1 et C3) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de TuKey).

Tableau 33 : Résultats d'ANOVA à un facteur (type sédimentaire) avec tests de Tukey pour l'endofaune, l'holosuprabenthos, l'épifaune sessile et vagile au niveau de la richesse spécifique, abondance et biomasse durant l'été (C1 et C3) (ddl : degré de liberté, F : loi de Fisher ; p : probabilité)

Été		ddl	F	p	Tukey test
Richesse spécifique	Endofaune	2	35,0	< 0,001	S ≠ sG & gS
	Holosuprabenthos	2	7,8	< 0,001	S ≠ sG & gS
	Epifaune sessile	2	19,1	< 0,001	S ≠ sG & gS
	Epifaune vagile	2	27,3	< 0,001	S ≠ sG & gS
	Σ	47			
Abondance	Endofaune	2	8,2	< 0,001	S ≠ sG & gS
	Holosuprabenthos	2	3,1	< 0,05	S ≠ sG & gS
	Epifaune sessile	2	6,3	< 0,01	S ≠ sG & gS
	Epifaune vagile	2	2,2	0,13	
	Σ	47			
Biomasse	Endofaune	2	9,7	< 0,001	S ≠ sG & gS
	Holouprabenthos	2	3,9	< 0,05	sG ≠ S
	Epifaune sessile	2	6,6	< 0,01	sG ≠ S
	Epifaune vagile	2	0,8	0,4	
	Σ	47			

7.1.4.3 Situation hivernale

En hiver, la richesse taxonomique moyenne pour 0,5 m² de l'endofaune (sG : 41 taxa ; gS : 40 taxa ; S : 17 taxa) et de l'épifaune sessile (sG : 1,4 taxa ; gS : 1,4 taxa ; S : 0,3 taxa) sont similaires entre les graviers ensablés et les sables graveleux mais plus élevées que sur les sables moyens (Figure 53 ; Tableau 34). Pour l'holosuprabenthos, la richesse spécifique moyenne est plus importante au niveau des graviers ensablés (9,9 taxa) que sur les sables graveleux (5,6 taxa) et les sables moyens (5,8 taxa) (Figure 53 ; Tableau 34). Pour l'épifaune vagile, la richesse spécifique moyenne est plus importante au niveau des graviers ensablés (9,4 taxa) que sur les sables moyens (3,8 taxa) alors que les sables graveleux (6,6 taxa) ne diffèrent pas significativement des deux autres types sédimentaires (Figure 53 ; Tableau 34).

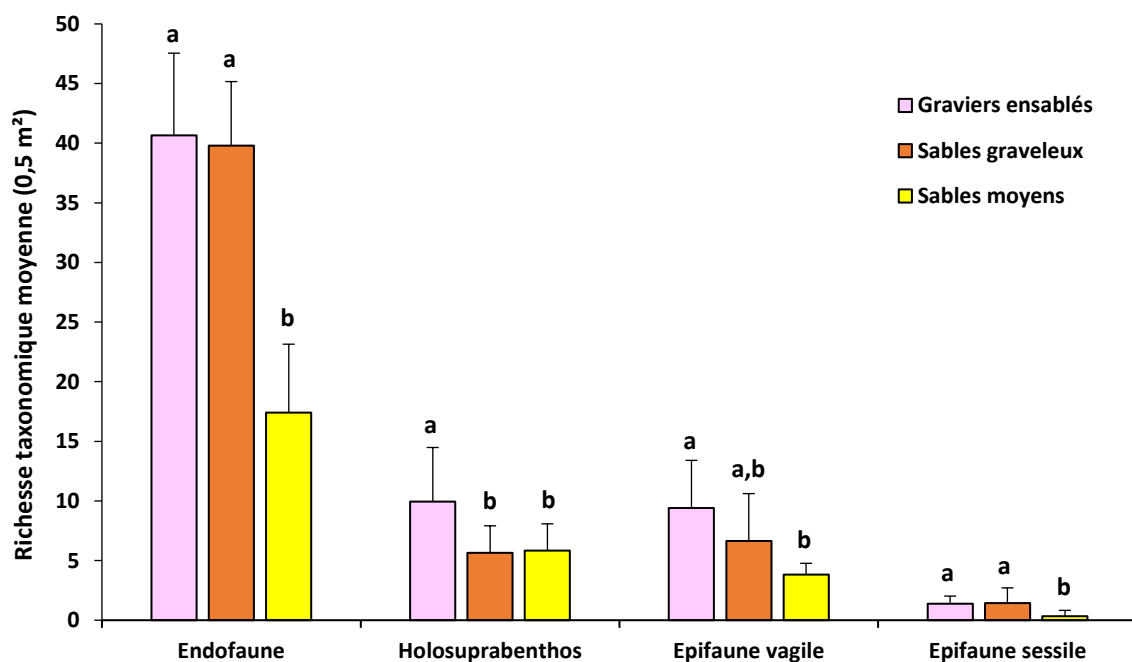


Figure 53 : Richesse spécifique moyenne par 0,5 m² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, epifaune vagile, epifaune sessile sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaunes) durant l'hiver (C2 et C4) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de Tukey).

Pour l'abondance en nombre d'individus par m², l'endofaune des graviers ensablés (1052 ind.m⁻²) et des sables graveleux (843 ind.m⁻²) sont plus abondantes que celle des sables moyens (332 ind.m⁻²) (Figure 54 ; Tableau 34). Les abondances de l'épifaune vagile (sG : 284 ind.m⁻² ; gS : 100 ind.m⁻² ; S : 32 ind.m⁻²) et de l'épifaune sessile (sG : 162 ind.m⁻² ; gS : 28 ind.m⁻² ; S : 1 ind.m⁻²) sont plus importantes au niveau des graviers ensablés que sur les sables graveleux et les sables moyens (Figure 54 ; Tableau 34). Pour l'holosuprabenthos (sG : 305 ind.m⁻² ; gS : 29 ind.m⁻² ; S : 60 ind.m⁻²), aucune différence d'abondance n'est observée entre les trois types sédimentaires en raison d'importantes variations dans l'abondance de ce groupe au niveau des stations des graviers ensablés (Figure 54 ; Tableau 34).

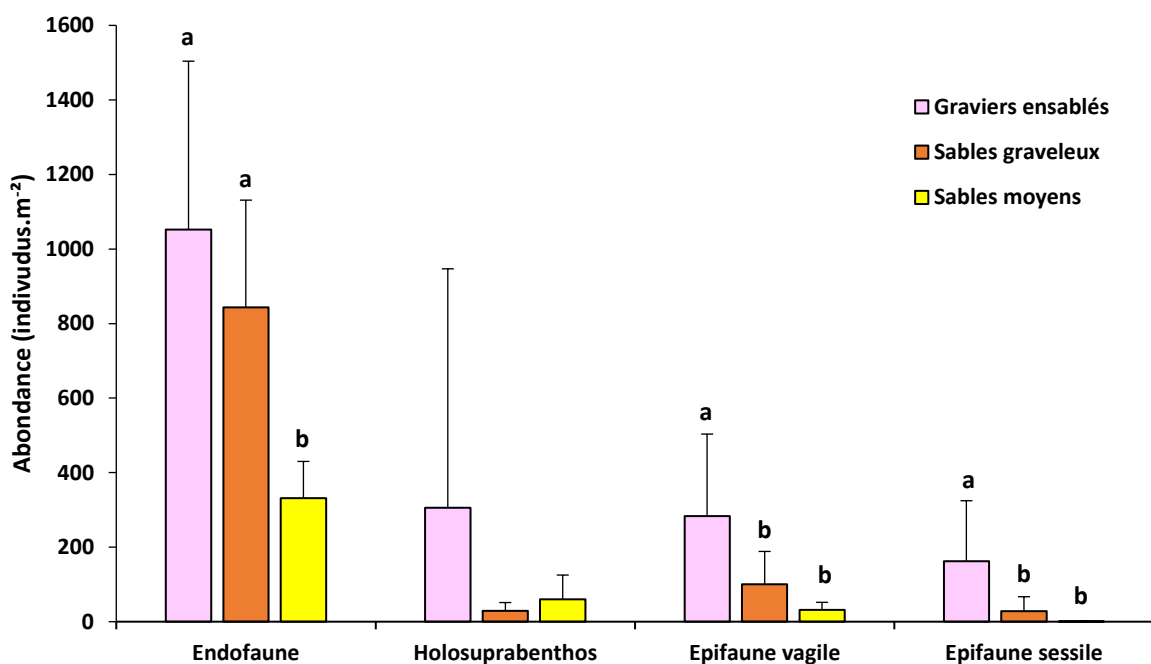


Figure 54 : Abondance en nombre d'individus par m² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, epifaune vagile, epifaune sessile sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaunes) durant l'hiver (C2 et C4) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de TuKey).

En hiver, la biomasse de l'endofaune (sG : 74 g PSLC.m⁻² ; gS : 54 g PSLC.m⁻² ; S : 14 g PSLC.m⁻²) au niveau des sables moyens est beaucoup plus faible que celles des graviers ensablés et des sables graveleux (Figure 55 ; Tableau 34). Pour l'holosuprabenthos (sG : 0,2 g PSLC.m⁻² ; gS : 0,05 g PSLC.m⁻² ; S : 0,05 g PSLC.m⁻²), l'épifaune vagile (sG : 2,4 g PSLC.m⁻² ; gS : 1,9 g PSLC.m⁻² ; S : 2,2 g PSLC.m⁻²) et sessile (sG : 1,2 g PSLC.m⁻² ; gS : 2,7 g PSLC.m⁻² ; S : 0,1 g PSLC.m⁻²), aucune différence significative de biomasse ne s'observe entre les trois types sédimentaires (Figure 55 ; Tableau 34).

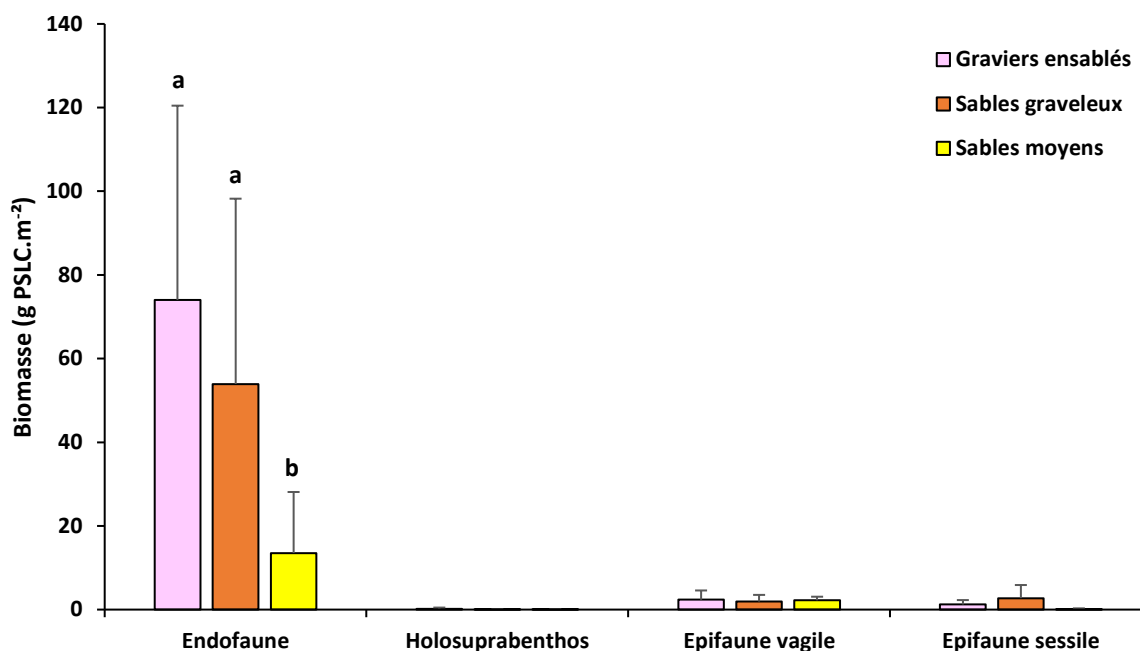


Figure 55 : Biomasse en grammes de poids sec libres de cendres par m² pour les catégories du benthos : endofaune, holosuprabenthos, epifaune vagile, epifaune sessile sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaunes) durant l'hiver (C2 et C4) (pour chaque catégorie, les types sédimentaires partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement, test de Tukey).

Tableau 34 : Résultats d'ANOVA à un facteur (type sédimentaire) avec tests de Tukey pour l'endofaune, l'holosuprabenthos, l'épifaune sessile et vagile au niveau de la richesse spécifique, abondance et biomasse durant l'hiver (C2 et C4) (ddl : degré de liberté, F : loi de Fisher ; p : probabilité).

Hiver		ddl	F	p	Tukey tesy
Richesse spécifique	Endofaune	2	61,8	< 0,01	S ≠ sG & gS
	Holosuprabenthos	2	8,8	< 0,001	sG ≠ gS & S
	Epifaune sessile	2	7,2	< 0,01	S ≠ sG & gS
	Epifaune vagile	2	10,4	< 0,001	S ≠ sG
	Σ	47			
Abondance	Endofaune	2	16,7	< 0,001	S ≠ sG & gS
	Holosuprabenthos	2	2,1	0,13	
	Epifaune sessile	2	10,3	< 0,001	sG ≠ gS & S
	Epifaune vagile	2	11,7	< 0,001	sG ≠ gS & S
	Σ	47			
Biomasse	Endofaune	2	9,6	< 0,001	S ≠ sG & gS
	Holosuprabenthos	2	1,8	0,17	
	Epifaune sessile	2	1,9	0,16	
	Epifaune vagile	2	0,4	0,68	
	Σ	47			

7.1.5 Indice de diversité et d'équitabilité

L'ensemble des valeurs des prélèvements réalisés lors des quatre campagnes correspond à une communauté extrêmement diversifiée (Tableau 35 ; Figure 56) puisque la valeur moyenne de l'indice de diversité de Shannon pour l'ensemble des quatre campagnes est de 4,2.

L'indice de Shannon montre est plus élevé en été (2014 et 2015) qu'en hiver (2015 et 2016) (Tableau 35) ($ANOVA_{1,98}=4,0$; $p < 0,05$).

Tableau 35 : Valeurs moyennes, minimum et maximum de l'indice de Shannon (H') et de Piélou (J') des campagnes C1 (été 2014), C2 (hiver 2015), C3 (été 2015) et C4 (hiver 2016).

Campagne	Shannon H'			Piélou J'		
	moyen	min	max	moyen	min	max
C1 (été 2014)	4,3	2,7	5,1	0,7	0,4	0,7
C2 (hiver 2015)	4,0	2,5	5,2	0,7	0,5	0,8
C3 (été 2015)	4,4	1,8	5,6	0,7	0,3	0,7
C4 (hiver 2016)	4,0	2,0	5,1	0,7	0,3	0,8

La variation de l'indice de Shannon va du simple (1,85 à la station B1e en été 2015) au triple (5,62, à la station B7i à l'été 2015). D'une manière générale, sur l'ensemble des quatre campagnes, les graviers ensablés et les sables graveleux apparaissent plus diversifiés (Figure 56 ; Tableau 36) que les sables moyens ($ANOVA_{2,97} = 23,97$; $p < 0,001$), également en été ($ANOVA_{2,47}=10,3$; $p < 0,001$) et en hiver ($ANOVA_{2,47}=14,94$; $p < 0,001$) (tests de Tukey).

Tableau 36 : Indice de diversité (H') et d'équitabilité (J') entre les saisons et annuellement pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.

Type sédimentaire	H'			J'		
	été	hiver	année	été	hiver	année
Graviers ensablés	4,6	4,4	4,5	0,7	0,7	0,7
Sable graveleux	4,7	4,2	4,45	0,7	0,7	0,7
Sable moyens	3,5	3,1	3,3	0,7	0,6	0,65

L'indice de Piélou reste voisin de 0,7 entre les saisons hivernales et estivales ($ANOVA_{1,98}=0$; $p = 0,98$) mais l'équitabilité des graviers ensablés apparait différente de celles des sables graveleux ($ANOVA_{2,97}=5,27$; $p < 0,01$) (test de Tukey) (Figure 57 ; Tableau 36).

La station B1e ne suit pas celle de la tendance générale avec un indice de diversité de Piéλου plus important en hiver que durant l'été. Cette différence s'explique par la dominance du crustacé décapode *Pisidia longicornis* durant l'été 2014 et 2015. En effet, durant l'hiver cette espèce devient peu abondante et donc sa dominance disparaît, expliquant l'équilibrage de l'ensemble des espèces au sein de cette station avec une augmentation de l'indice de diversité et l'augmentation de l'équitabilité de Piéλου.

Durant l'été, l'indice d'équitabilité des trois types sédimentaires est identique ($ANOVA_{2,47} = 1,78; p = 0,18$), alors que durant l'hiver, il est plus faible dans les sables moyens par rapport aux graviers ensablés ($ANOVA_{2,47} = 3,71; p < 0,05$) (test de Tukey).

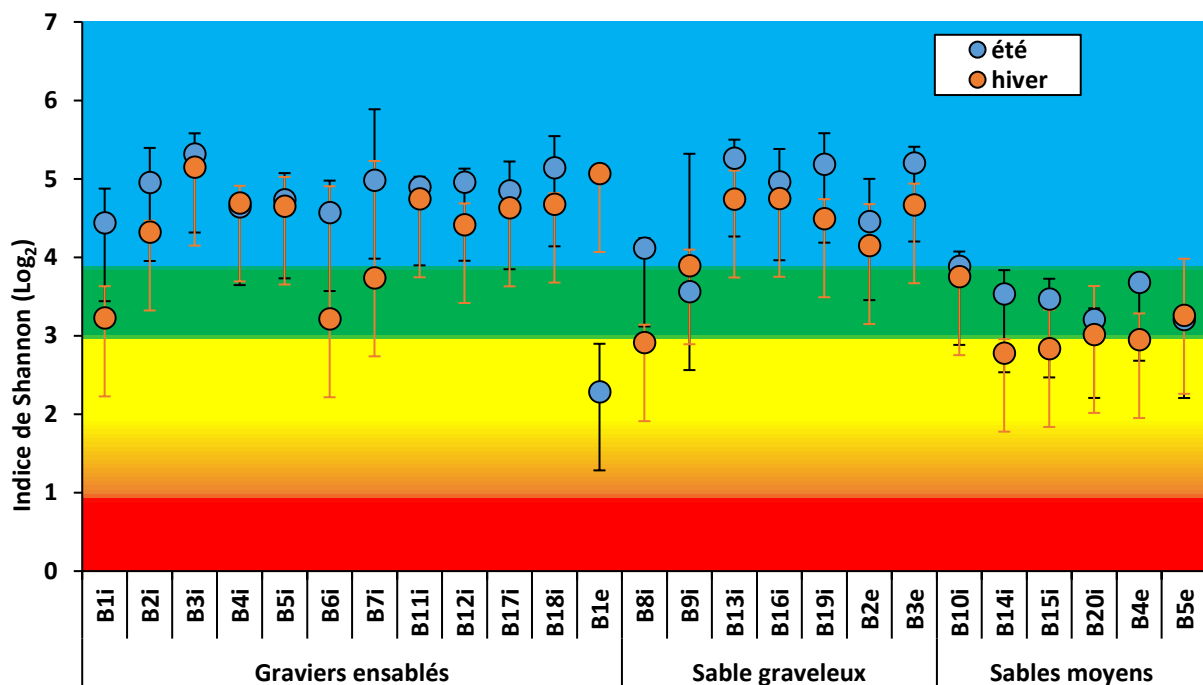


Figure 56 : Indice de diversité de Shannon avec écart type pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens (rouge : communauté très peu diversifiée ; orange : communauté peu diversifiée ; jaune : communauté diversifiée ; vert : communauté très diversifiée ; bleu : communauté extrêmement diversifiée).

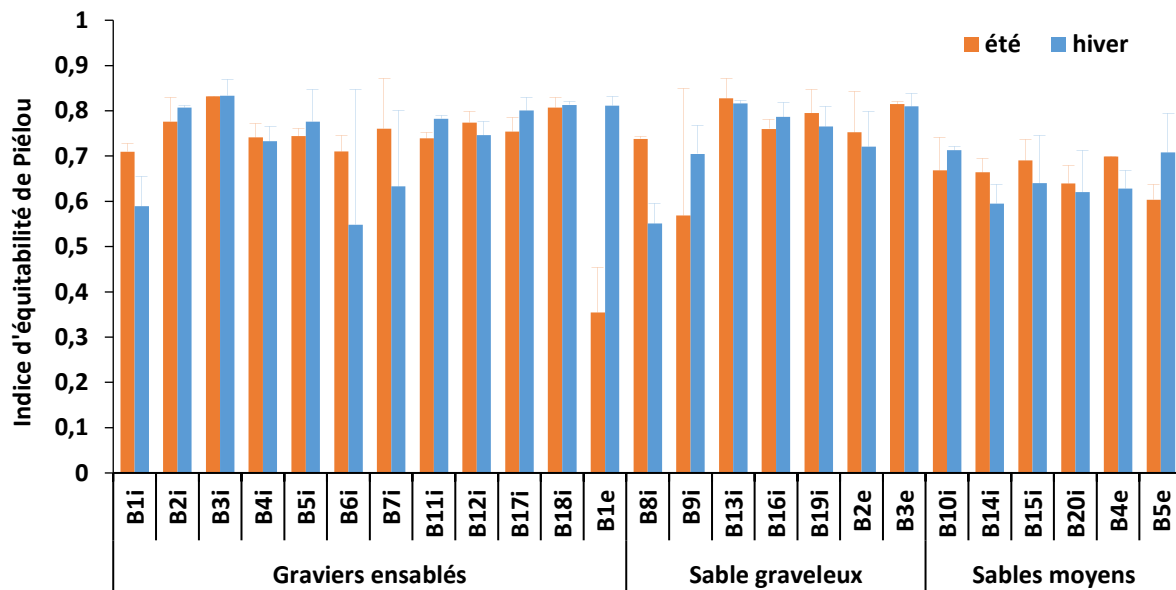


Figure 57 : Indice d'équitabilité de Piélou avec écart type pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.

La diversité de Shannon est plus élevée au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux que sur les sables moyens en été et en hiver (Figure 58). Durant l'été et l'hiver, les graviers ensablés et les sables graveleux sont de manière générale très diversifiés. Pour les sables moyens, l'indice de Shannon évolue de très diversifié en été à diversifié/très diversifié en hiver. A partir de cet indice, la différenciation de diversité entre les sédiments grossiers et les sables moyens est retrouvée (Figure 58).

Pour l'équitabilité de Piélou, il n'y a pas de grandes modifications entre l'hiver et l'été et entre les trois types sédimentaires. De manière générale, cet indice est compris entre 0,6 et 1. Quelques stations ont des valeurs comprises entre 0,4 et 0,6 essentiellement en hiver, là où la diversité est la plus faible. Une station en été est comprise entre 0,2 et 0,4 sur les graviers ensablés, où *Pisidia longicornis* domine.

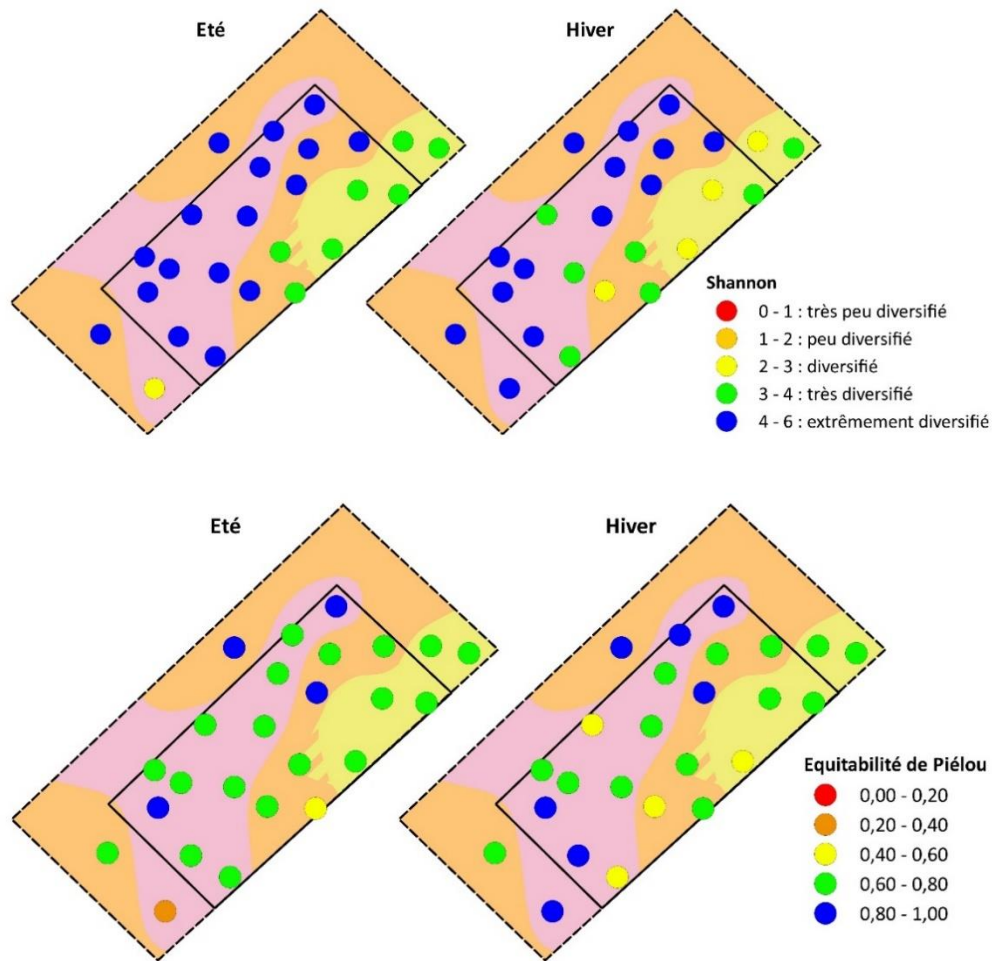


Figure 58 : Evolution de la diversité de Shannon et de l'équitabilité de Piélou entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.

7.1.6 AMBI

Tableau 37 : Indice AMBI entre les saisons pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.

Type sédimentaire	été	hiver
Graviers ensablés	1,0	1,2
Sable graveleux	1,1	1,1
Sable moyens	0,9	1,0

L'indice AMBI pour les quatre campagnes assigne les stations entre un état écologique "Très bon" et "Bon" (Figure 59 ,60; Tableau 37) montrant un bon état écologique de la zone d'étude. L'indice AMBI apparaît même meilleur durant l'été que l'hiver ($ANOVA_{1,98} = 9,62$; $p < 0,01$) avec des stations estivales en très bon état écologique (Figure 59, 60 ; Tableau 37). L'état écologique n'apparaît pas être différent selon le type sédimentaire ($ANOVA_{2,97} = 2,81$; $p = 0,11$), aussi bien en été ($ANOVA_{2,47} = 1,22$; $p = 0,28$) qu'en hiver ($ANOVA_{2,47} = 2,72$; $p = 0,07$) (Tableau 37).

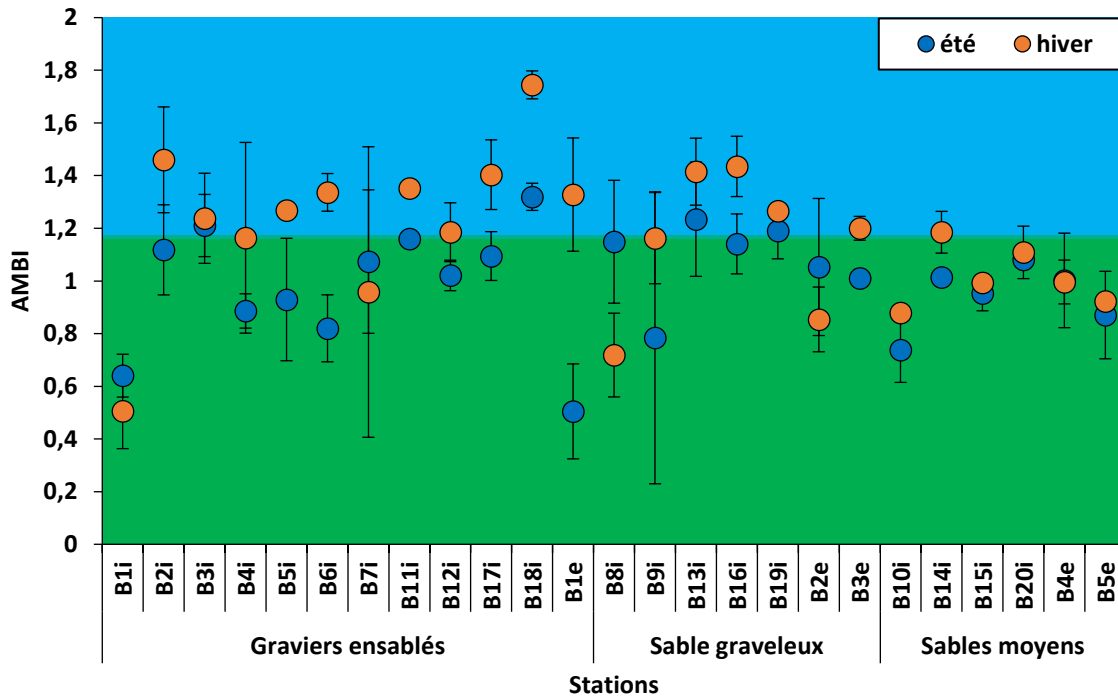


Figure 59 : Valeur de l'indice AMBI avec écart type pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens (bleu : très bon état écologique ; vert : bon état écologique).

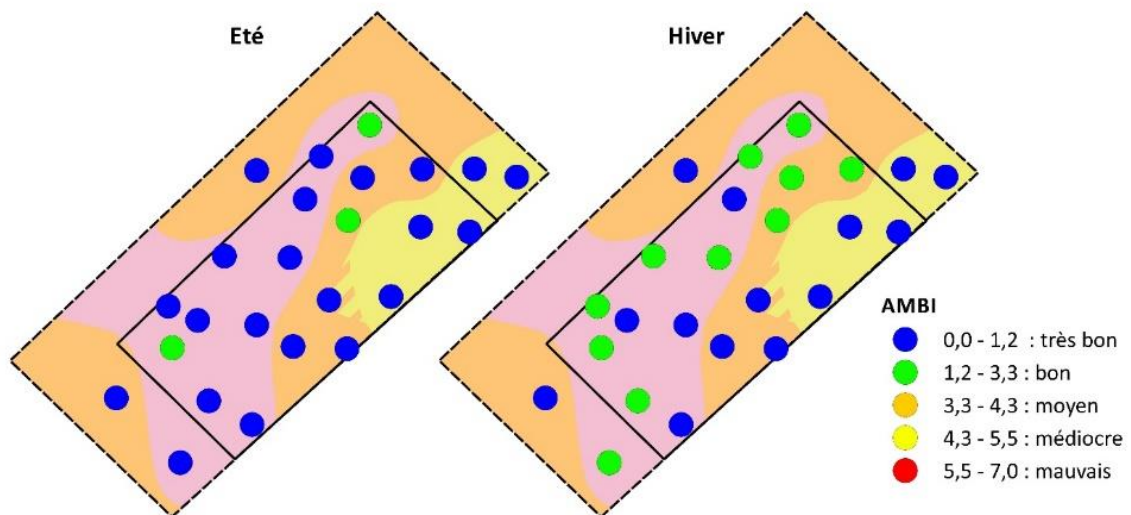


Figure 60 : Evolution de l'indice AMBI entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.

7.1.7 Groupe écologique

Pour l'été et l'hiver, la répartition des différents groupes écologiques est relativement homogène sur l'ensemble de la zone et selon les types sédimentaires (Figure 61). Durant les deux saisons, ce sont les groupes écologiques I et II les mieux représentés (> 60 %). En revanche, les groupes écologiques IV et V sont très peu représentés avec un pourcentage toujours < à 10 % et le plus souvent < à 2 % montrant la faible abondance des espèces opportunistes sur ce site d'au large de Dieppe-Le Tréport (Figure 61).



Figure 61 : Proportion des groupes écologique en été et en hiver sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.

7.1.8 M-AMBI

Le M-AMBI révèle que l'ensemble des stations est compris entre un « Bon » et « Très bon » état écologique sur l'ensemble des quatre campagnes (Figures 62, 63). Il existe une saisonnalité sur le M-AMBI avec un état écologique considéré « Très bon » durant l'été et « Bon » l'hiver (ANOVA_{1,98} = 51,55 ; $p < 0,001$) (Figures 62, 63).

Tableau 38 : Indice M-AMBI entre les saisons pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.

Type sédimentaire	été	hiver
Graviers ensablés	0,8	0,7
Sable graveleux	0,8	0,7
Sable moyens	0,9	0,8

Durant l'été, les stations sont toutes en bon et très bon état écologique sans distinction significative entre les trois habitats (ANOVA_{2,47} = 2,06 ; $p = 0,14$) (Tableau 38). Alors que pour l'hiver, l'ensemble des stations est en bon état écologique (Figure 62, 63 ; Tableau 38), les stations appartenant aux sables moyens apparaissent être dans un meilleur état écologique que les stations appartenant aux sables graveleux (ANOVA_{2,47} = 3,49 ; $p < 0,05$) (test de Tukey) (Figure 63).

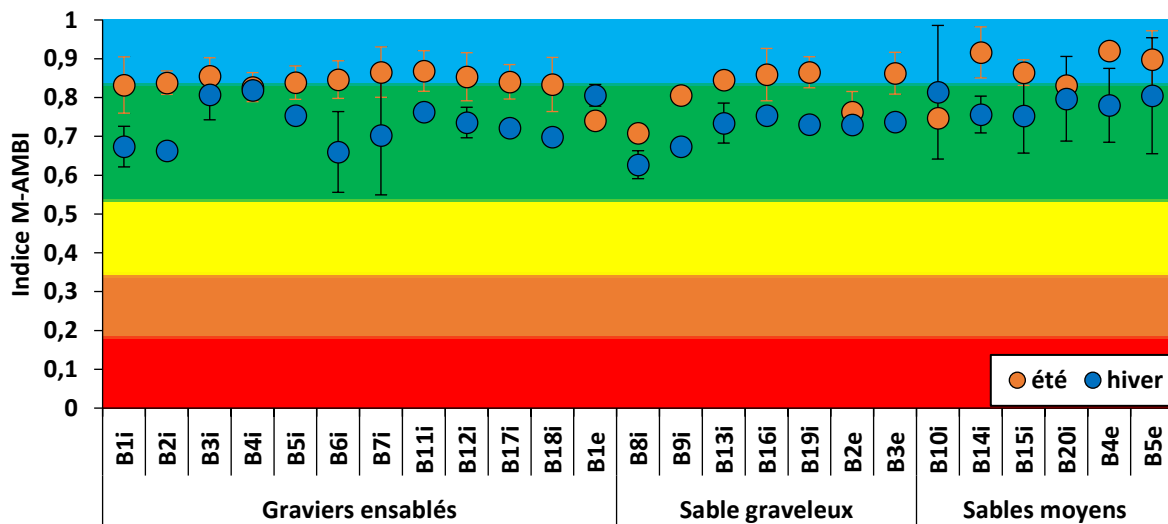


Figure 62 : Valeur de l'indice M-AMBI avec écart type pour l'été et l'hiver au niveau graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens (rouge : mauvais ; orange : médiocre ; jaune : moyen ; vert : bon ; bleu : très bon).

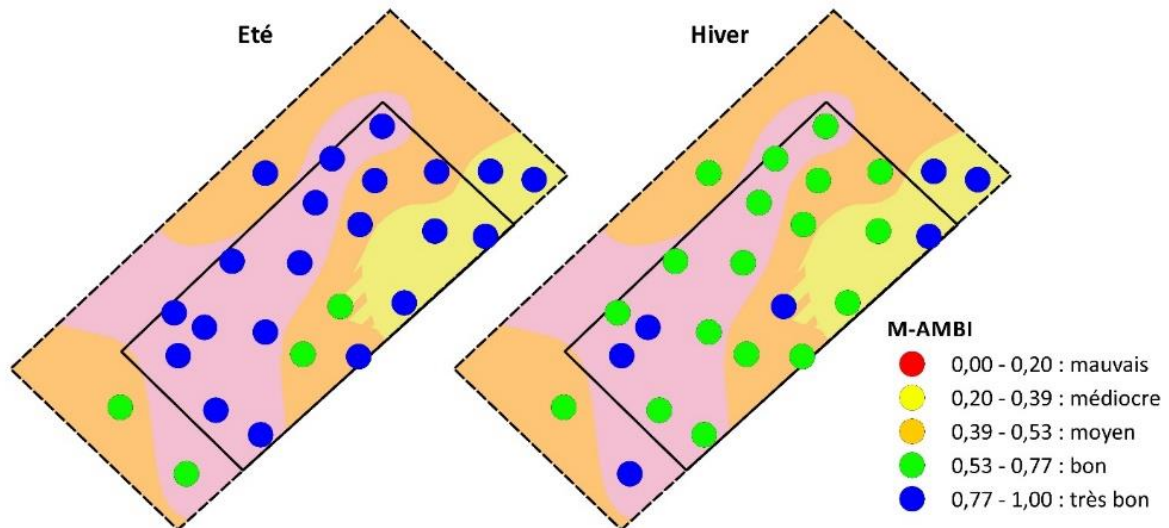


Figure 63 : Evolution de l'indice M-AMBI entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.

7.1.9 BO2A

L'indice BO2A est très faible sur les différents habitats et durant les saisons indiquant que les polychètes opportunistes sont largement minoritaires face aux amphipodes au sein de ma zone d'étude (Figures 64, 65). Il n'y a pas d'effet saisonnier sur cet indice ($ANOVA_{1,98} = 0,66$; $p = 0,42$). De manière générale, l'indice BO2A apparaît plus élevé sur les graviers ensablés que sur les sables moyens ($ANOVA_{2,97} = 8,47$; $p < 0,001$) (test de Tukey) (Tableau 39 ; Figures 64, 65).

Tableau 39 : Indice BO2A entre les saisons pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.

Type sédimentaire	été	hiver
Graviers ensablés	0,007	0,01
Sable graveleux	0,006	0,006
Sable	0,004	0,002

Durant l'été, les stations sont considérées comme en très bon état écologique sans distinction entre les trois habitats ($ANOVA_{2,47} = 1,25$; $p = 0,30$), alors que c'est durant l'hiver ($ANOVA_{2,47} = 8,70$; $p < 0,001$) que les graviers ensablés apparaissent avoir une plus grande abondance de polychètes opportunistes par rapport aux sables moyens (test de Tukey) mais sont également dans un très bon état écologique.

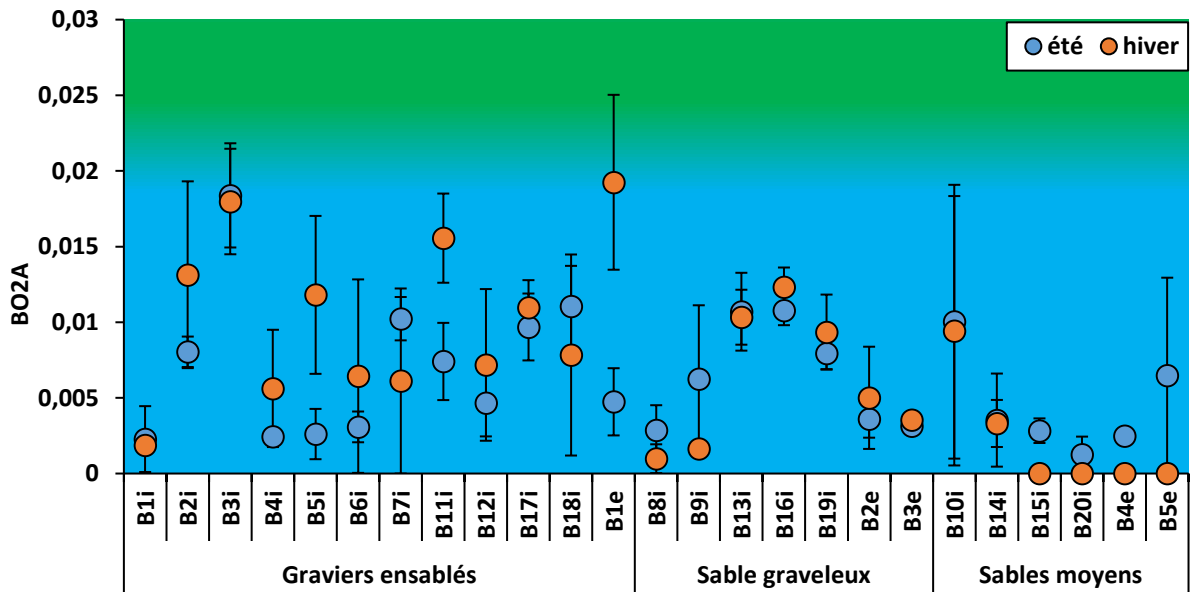


Figure 64 : Valeur de l'indice BO2A avec écart type pour l'été et l'hiver au niveau des graviers ensablés, sables graveleux et sables moyens (bleu : très bon ; vert : bon)

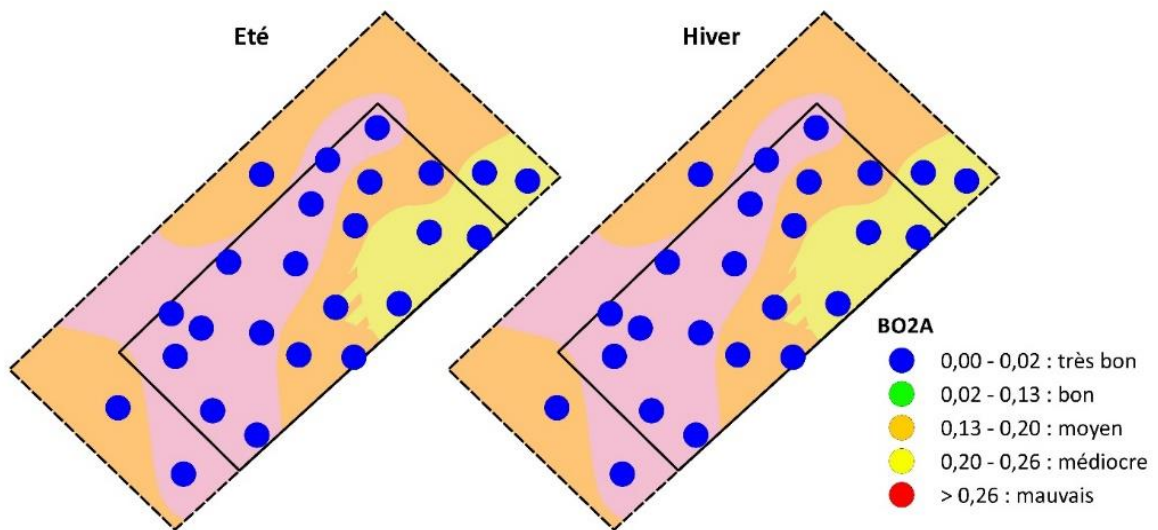


Figure 65 : Evolution de l'indice BO2A entre l'été et l'hiver sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) au niveau du périmètre du parc éolien et de la zone étendue.

7.2 Le benthos non dénombrable

7.2.1 Prélèvements à la benne Van Veen

Le benthos non dénombrable correspond ici à l'épifaune sessile non dénombrable, qui regroupe des phylums comme les bryozoaires, les hydraires, les porifères ou certaines ascidies coloniales. Il s'observe sur des éléments sédimentaires de grande taille (cailloutis ou coquilles) prélevés dans les bennes lors des échantillonnages benthiques. Les espèces, une fois identifiées sont présentées sous la forme de matrice espèce/station et les données sont en présence/absence. C'est le niveau le plus simple 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 & Warwick, 1994) et cela influence la description des communautés, notamment pour les sédiments grossiers. Foveau (2009) a montré que les espèces appartenant à l'épifaune sessile non dénombrable peuvent représenter jusqu'à 25 % de la richesse spécifique dans les communautés à cailloutis du bassin oriental de la Manche.

Pour déterminer ce compartiment, j'ai fait le choix d'inclure dans les espèces non dénombrables : les balanes, les *Spirorbis* et les anthozoaires, qui peuvent, certes être potentiellement dénombrables, mais dont il n'est pas toujours facile de connaître si l'organisme est présent au niveau de son tube et il n'est pas facile d'en estimer leurs biomasses.

Les richesses taxonomiques (car il est difficile d'arriver à identifier ces organismes à l'espèce) varient d'une absence d'épifaune non dénombrable au niveau des sables moyens à 44 taxa en été sur les graviers ensablés (Figure 66). La richesse taxonomique totale des graviers ensablés varie peu entre l'été (44 taxa) et l'hiver (40 taxa) (Figure 64). Pour les sables graveleux, il y a plus d'espèces non dénombrables en hiver (9 taxa) qu'en été (5 taxa). Les sables moyens ne présentent pas d'espèces non dénombrables à partir des prélèvements effectués à la benne Van Veen.

Pour les graviers ensablés, sur les 24 prélèvements estivaux, 13 stations présentent des espèces non dénombrables allant de 1 (B3i) à 35 taxa (B1e). Pour les 24 prélèvements hivernaux, 17 stations présentent des espèces non dénombrables allant de 1 (B11i, B12i) à 32 taxa (B1e).

Pour les sables graveleux, sur les 14 prélèvements estivaux, seulement deux stations présentent des espèces non dénombrables, allant de 2 (B3e) à 3 taxa (B9i). Pour les 14 prélèvements hivernaux, cinq stations présentent des espèces non dénombrables, allant de 1 à 6 taxa (B3e).

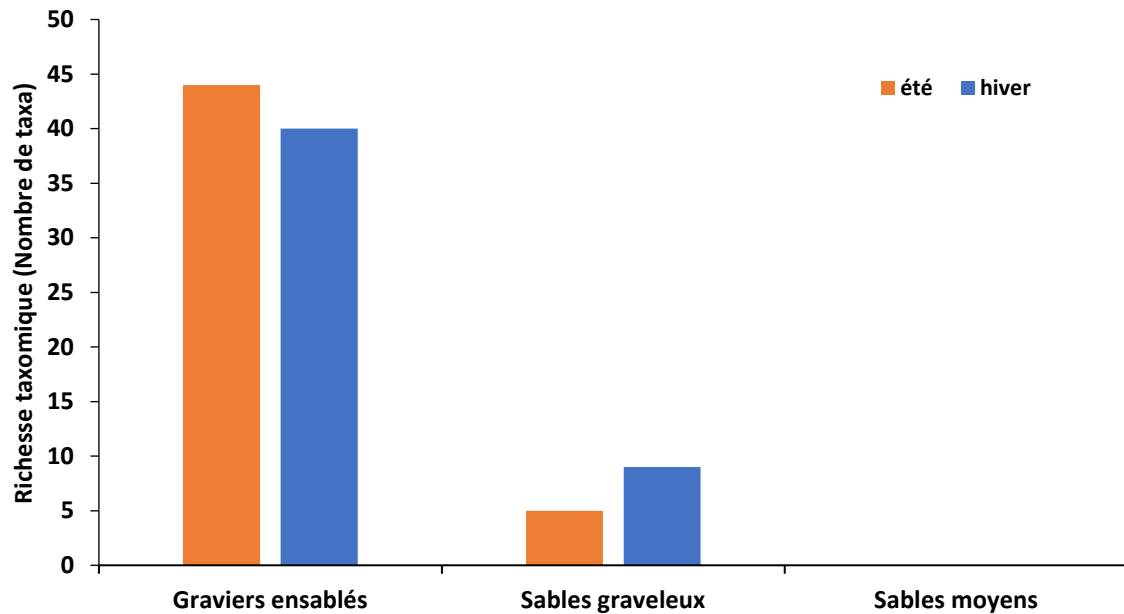
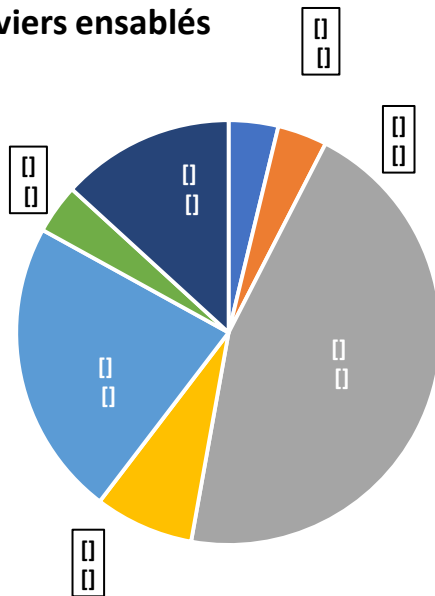


Figure 66 : Richesse taxonomique totale de l'épifaune non dénombrable en été et en hiver sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens prélevés avec la benne Van Veen.

Les phyla dominants au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux sont les bryozoaires, les cnidaires et les porifères (Figure 67). Les espèces présentes en hiver et en été au niveau de ces deux habitats sédimentaires figurent à l'annexe 11.

Graviers ensablés



Sables graveleux

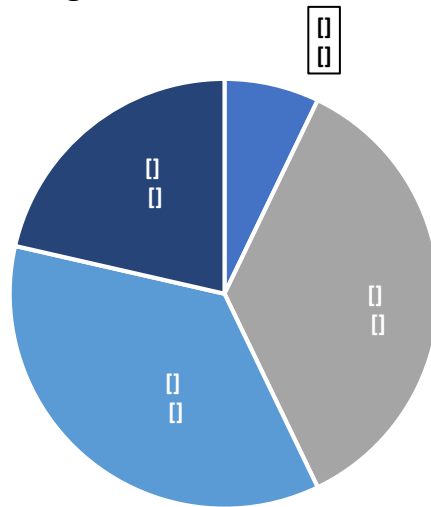


Figure 67 : Diagramme en secteurs du nombre des différents phyla (les chiffres correspondent au nombre de taxa pour chaque phylum) au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux pour l'ensemble des quatre campagnes.

7.2.2 Prélèvements au chalut à perche

Les traits de chalut à perche au niveau du site de DLT sont au nombre de dix par campagne, donc trois correspondent aux graviers ensablés, trois aux sables graveleux et quatre aux sables moyens. Pour les prélèvements avec le chalut à perche de l'épifaune sessile non dénombrable, des espèces sont présentes au niveau des trois types sédimentaires (Figure 68). L'aspect saisonnier entre l'été et l'hiver est marqué pour les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens, avec une richesse taxonomique totale de l'épifaune sessile non dénombrable plus importante en été qu'en hiver (Figure 68). Pour une même saison, les richesses taxonomiques totales ne diffèrent pas entre les trois types sédimentaires (Figure 68).

Pour les graviers ensablés, sur les six traits estivaux, quatre traits présentent des espèces non dénombrables allant de 2 à 21 taxa. L'ensemble des six traits hivernaux présentent des espèces non dénombrables allant de 1 à 14 taxa.

Pour les sables graveleux, sur les six traits estivaux, cinq traits présentent des espèces non dénombrables, allant de 1 à 17 taxa (Figure 69). L'ensemble des six traits hivernaux présentent des espèces non dénombrables, allant de 2 à 7 taxa (Figure 69).

Pour les sables moyens, sur les huit traits estivaux, six traits présentent des espèces non dénombrables, allant de 2 à 21 taxa. Sur les huit traits hivernaux, quatre traits présentent des espèces non dénombrables, allant de 4 à 7 taxa.

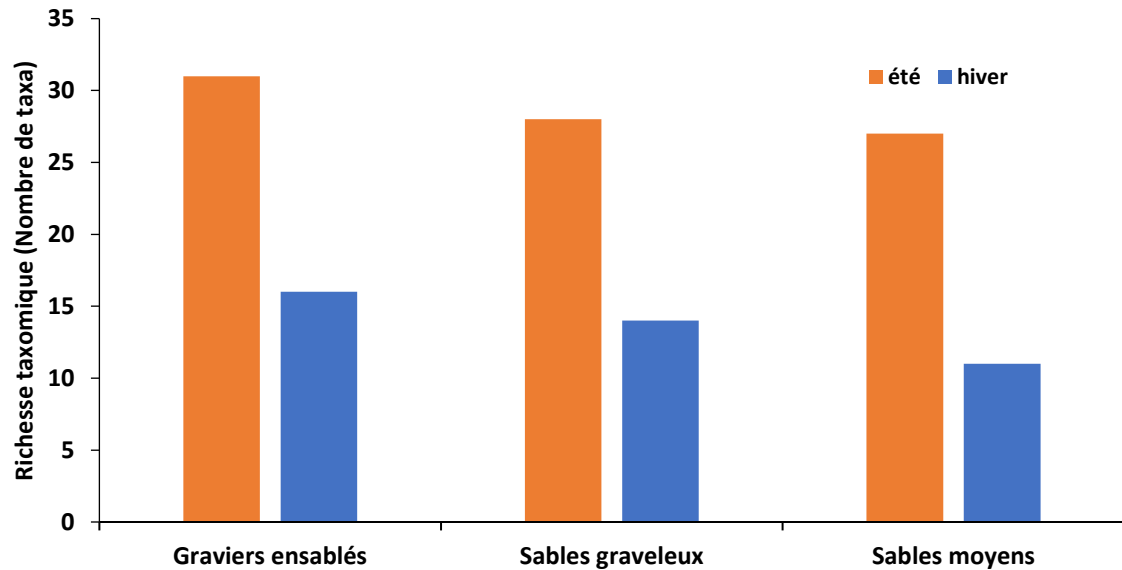


Figure 68 : Richesse taxonomique totale de l'épifaune non dénombrable en été et en hiver sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens prélevés avec le chalut à perche.

Avec les prélèvements effectués au chalut à perche, les phyla dominant sont les bryozoaires, les cnidaires et chordés (Figure 67).

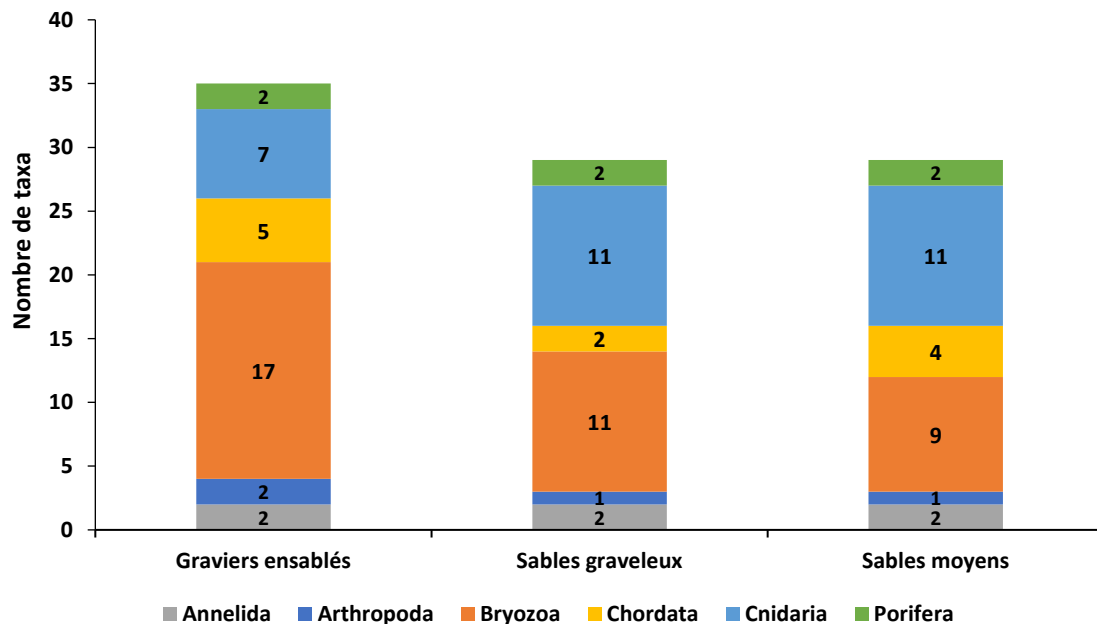


Figure 69 : Histogramme du nombre des différents phyla (les chiffres correspondent au nombre de taxa pour chaque phylum) au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens pour l'épifaune sessile non dénombrable prélevé au chalut à perche pour l'ensemble des quatre campagnes.

7.2.3 Comparaison des deux méthodes de prélèvements

Certains organismes de l'épifaune sessile non dénombrable sont souvent négligés dans les suivis benthiques car leurs prélèvements/identification ou l'analyse des données requiert des techniques adaptées. En effet, l'épifaune sessile non dénombrable peut également être considérée comme appartenant à la mégafaune dispersée, c'est-à-dire que les individus d'une même espèce sont distants les uns des autres. L'épifaune sessile non dénombrable représente une partie non négligeable de la diversité du zoobenthos mais son rôle dans les analyses structurales reste limité car les données ne peuvent être analysées qu'en fonction de la présence ou l'absence des espèces. En comparant les prélèvements issus de la benne Van Veen à ceux du chalut à perche, la diversité au niveau des graviers ensablés est mieux évaluée avec la benne Van Veen (Figure 70). A l'inverse pour les sables graveleux et les sables moyens, la diversité est mieux mesurée avec les prélèvements du chalut à perche (Figure 70). Néanmoins, le chalut à perche échantillonne une plus grande surface et uniquement les espèces dites « mégabenthiques », c'est-à-dire de grande taille. Alors que la benne présente l'avantage de la précision de la station et du type sédimentaire, elle permet également l'échantillonnage des petites espèces présentes sur une coquille, un cailloutis...

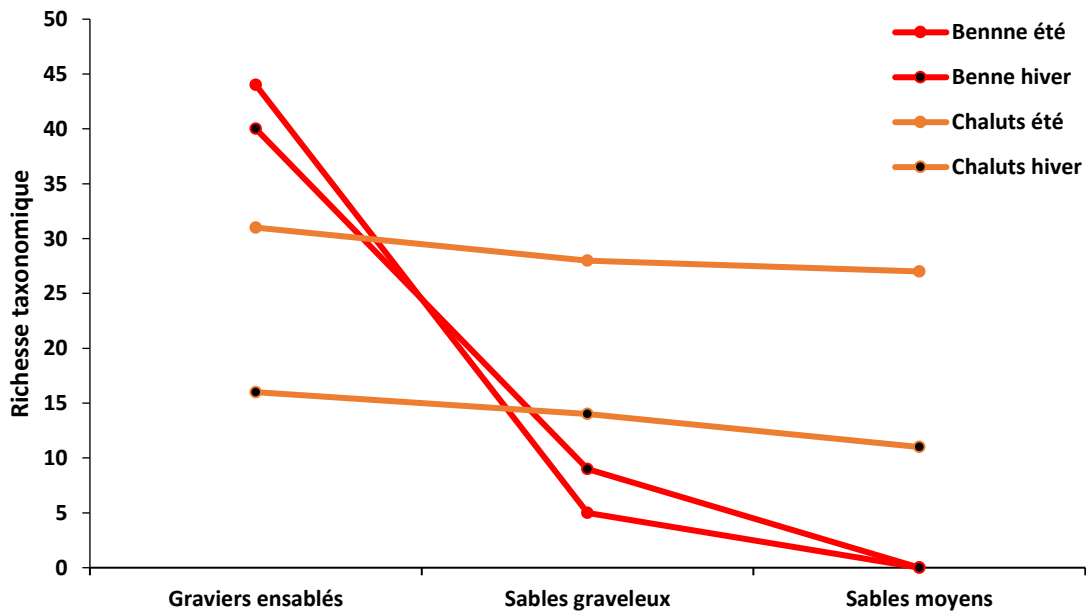


Figure 70 : Comparaison entre les richesses taxonomiques de l'épifaune sessile non dénombrable totale des prélèvements à la benne Van Veen avec les prélèvements au chalut à perche au sein des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens en été et en hiver.

7.3 La mégafaune dispersée

7.3.1 Prélèvement au chalut à perche

Tout comme pour l'épifaune sessile non dénombrable, dix traits sont réalisés par campagne, donc trois sur les graviers ensablés, trois sur les sables graveleux et quatre sur les sables moyens. La diversité totale de la mégafaune dispersée durant l'été et l'hiver sur les trois types sédimentaires est de 42 taxa. Parmi ces 42 taxa, sept sont uniquement échantillonnés avec le chalut à perche : *Aequipecten opercularis*, *Anseropoda placenta*, *Atelecyclus rotundatus*, *Calliostoma granulatum*, *Doris pseudoargus*, *Gibbula magus* et *Inachus dorsettensis* (Tableau 42).

L'abondance maximale observée pour une espèce durant ces quatre campagnes de chalutages est de 0,3 individus par m² pour l'ophiure *Ophiura ophiura* sur les sables graveleux en hiver.

La diversité entre les trois types sédimentaires varie de 20 à 29 taxa et n'évolue pas entre les saisons (Tableau 40). L'abondance est plus importante en été aux niveaux des graviers ensablés alors que c'est sur les sables graveleux qu'elle est la plus forte en hiver (Tableau 40). Or, au niveau de l'ensemble des trois habitats sédimentaires, l'abondance ne change pas entre l'été (0,28 individus par m² en moyenne) et l'hiver (0,25 individus par m² en moyenne).

Tableau 40 : Richesse taxonomique totale et abondance de la mégafaune obtenues à partir des prélèvements du chalut à perche sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens durant l'été et l'hiver.

	Richesse taxonomique		Abondance (nombre individus.m ⁻²)	
	été	hiver	été	hiver
Graviers ensablés	26	26	0,53	0,11
Sables graveleux	25	29	0,13	0,46
Sables moyens	20	26	0,18	0,20

Les prélèvements sont dominés par les échinodermes (*Psammechinus miliaris*, *Ophiura ophiura*, *Asterias rubens*, *Ophiura albida*...) puis par les crustacés décapodes (*Macropodia deflexa*, *M. linaresi* et *M. tenuirostris*) (Tableau 41). Le troisième groupe dominant la mégafaune correspond aux mollusques (*Tritia reticulata* et *Crepidula fornicata*) (Tableau 41).

Tableau 41 : Abondance des dix principales espèces de mégafaune obtenues à partir des prélèvements du chalut à perche sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens durant l'été et l'hiver en nombre par m².

	Graviers ensablés		Sables graveleux		Sables moyens	
	été	hiver	été	hiver	été	hiver
<i>Psammechinus miliaris</i>	0,29	0,04	0,05	0,05	0,003	0,05
<i>Ophiura ophiura</i>	-	-	0,005	0,31	0,14	0,003
<i>Asterias rubens</i>	0,20	0,05	0,03	0,05	0,009	0,07
<i>Ophiura albida</i>	-	-	0,003	0,001	0,015	0,04
<i>Liocarcinus depurator</i>	0,02	0,007	0,009	0,003	0,0003	0,006
<i>Macropodia deflexa</i>	0,003	0,0008	0,004	0,02	0,001	0,007
<i>Macropodia linaresi</i>	0,0008	0,0004	0,001	0,006	0,001	0,005
<i>Macropodia tenuirostris</i>	0,0048	0,0002	0,007	0,0004	0,00006	0,001
<i>Tritia reticulata</i>	-	-	0,0001	0,002	0,006	0,002
<i>Crepidula fornicata</i>	0,001	0,001	0,002	0,002	0,0007	0,001

7.3.2 Comparaison à la benne Van Veen

Pour l'ensemble des 42 espèces mégabenthique obtenues à partir des prélèvements au chalut à perche, des abondances par m² pour ces espèces sont estimées à partir des distances chalutées sur l'ensemble des quatre campagnes. Ces abondances sont comparées à celles obtenues pour ces mêmes 42 espèces à partir des prélèvements réalisés à la benne Van Veen et ramenés à une surface comparable de 1 m². Pour les 35 espèces communes aux méthodes d'échantillonnage, la comparaison montre que les abondances par espèce obtenues avec le chalut à perche sont plus faibles que celles obtenues à partir de la benne Van Veen (Tableau 42). Ainsi, l'échantillonnage de la mégafaune benthique dispersée avec le chalut à perche sous-estime les abondances des espèces composant ce groupe par rapport à des prélèvements effectués à la benne Van Veen. Sur l'ensemble des 42 espèces, les abondances sont sous estimées de 288 % avec les prélèvements réalisés au chalut à perche.

La comparaison de l'abondance de la mégafaune dispersée appartenant à l'épifaune vagile entre les prélèvements réalisés à la benne Van Veen et le chalut à perche met en évidence que sur les 23 espèces communes, les abondances sont sous estimées de 86 % avec les prélèvements réalisés au chalut à perche par rapport aux estimations faites à la benne Van Veen (Tableau 43).

Tableau 42 : Comparaison des abondances par m² entre les prélèvements au chalut à perche et à la benne Van Veen pour les 42 espèces mégabenthiques obtenues pour les prélèvements du chalut à perche au sein des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens pour l'ensemble des quatre campagne (en gras les espèces uniquement présentes dans les prélèvements du chalut à perche).

Espèces	Graviers ensablés		Sables graveleux		Sables moyens	
	Chalut	Benne	Chalut	Benne	Chalut	Benne
<i>Aequipecten opercularis</i>	0,001	-	0,0006	-	0,0001	-
<i>Anseropoda placenta</i>	0,0006	-	0,00007	-	0,00004	-
<i>Arcopagia crassa</i>	0,00006	3,1	-	2,4	-	-
<i>Asterias rubens</i>	0,1	1,8	0,04	1,7	0,04	0,3
<i>Asthenognathus atlanticus</i>	0,0002	0,04	0,00003	-	0,0002	0,08
<i>Atelecyclus rotundatus</i>	0,00002	-	-	-	-	-
<i>Buccinum undatum</i>	0,0002	-	0,0002	0,07	0,0002	-
<i>Calliostoma granulatum</i>	0,00005	-	0,00006	-	-	-
<i>Calliostoma zizyphinum</i>	0,0007	0,2	0,00006	-	-	-
<i>Chaetopterus variopedatus</i>	0,0006	0,3	0,0005	0,2	0,0005	-
<i>Crepidula fornicata</i>	0,001	3,3	0,002	2,6	0,001	0,2
<i>Doris pseudoargus</i>	0,00003	-	-	-	-	-
<i>Dosinia lupinus</i>	-	1,2	-	0,8	0,0001	-
<i>Echinocardium cordatum</i>	-	0,7	-	0,9	0,0002	7,9
<i>Echinocardium flavescens</i>	-	0,5	0,0002	0,9	-	0,08
<i>Emarginula rosea</i>	0,00003	2,2	-	0,2	-	-
<i>Eurynome aspera</i>	-	0,4	0,00003	0,07	-	-
<i>Gibbula magus</i>	0,00006	-	0,00003	-	-	-
<i>Gibbula tumida</i>	-	0,2	0,00003	0,2	-	-
<i>Glycymeris glycymeris</i>	0,00008	27,4	0,0001	64,1	0,00004	4,3
<i>Inachus dorsettensis</i>	0,001	-	0,001	-	0,0009	-
<i>Laevicardium crassum</i>	0,00005	0,7	0,00004	3,7	-	0,6
<i>Liocarcinus depurator/marmoreus/pusillus</i>	0,01	5,7	0,007	3,3	0,003	0,3
<i>Macropodia deflexa/linaresi/tenuirostris</i>	0,004	0,08	0,02	-	0,008	0,08
<i>Mimachlamys varia</i>	0,0008	0,7	0,0001	0,4	0,001	-
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0,0003	0,6	0,0006	0,07	0,0003	-
<i>Ophiura albida</i>	-	0,9	0,002	5,6	0,03	15,4
<i>Ophiura ophiura</i>	-	0,1	0,2	3,3	0,07	7,1
<i>Ostrea edulis</i>	0,0006	0,2	0,0004	-	0,00004	-
<i>Pagurus bernhardus</i>	0,0002	1,2	0,0006	0,2	0,001	0,4
<i>Pecten maximus</i>	0,0001	0,04	0,0002	-	0,0002	-
<i>Pilumnus hirtellus</i>	-	1,1	-	0,3	0,00006	-
<i>Polititapes rhomboides</i>	0,0006	26,4	0,0002	4,9	-	0,08
<i>Psammechinus miliaris</i>	0,2	3,3	0,05	2,6	0,03	0,08
<i>Spatangus purpureus</i>	0,00007	0,2	0,00002	0,2	-	-
<i>Spisula spp.</i>	0,00002	0,1	-	0,8	0,0002	2,2
<i>Thyone fusus</i>	0,00003	0,2	0,00003	0,1	-	-
<i>Tritia reticulata</i>	-	0,2	0,001	1,9	0,004	7,7
Total	0,32	83,1	0,29	101,3	0,19	46,8

Tableau 43 : Comparaison des abondances par m² entre les prélèvements au chalut à perche et à la benne Van Veen pour les 23 taxa mégabenthiques appartenant à l'épifaune vagile obtenues pour les prélèvements du chalut à perche au sein des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens pour l'ensemble des quatre campagne (en gras les espèces uniquement présentes dans les prélèvements du chalut à perche).

Espèces	Graviers ensablés		Sables graveleux		Sables moyens	
	Chalut	Benne	Chalut	Benne	Chalut	Benne
<i>Aequipecten opercularis</i>	0,001	-	0,0006	-	0,0001	-
<i>Anseropoda placenta</i>	0,0006	-	0,00007	-	0,00004	-
<i>Asterias rubens</i>	0,1	1,8	0,04	1,7	0,04	0,3
<i>Asthenognathus atlanticus</i>	0,0002	0,04	0,00003	-	0,0002	0,08
<i>Atelecyclus rotundatus</i>	0,00002	-	-	-	-	-
<i>Buccinum undatum</i>	0,0002	-	0,0002	0,07	0,0002	-
<i>Calliostoma granulatum</i>	0,00005	-	0,00006	-	-	-
<i>Calliostoma zizyphinum</i>	0,0007	0,2	0,00006	-	-	-
<i>Doris pseudoargus</i>	0,00003	-	-	-	-	-
<i>Emarginula rosea</i>	0,00003	2,2	-	0,2	-	-
<i>Eurynome aspera</i>	-	0,4	0,00003	0,07	-	-
<i>Gibbula magus</i>	0,00006	-	0,00003	-	-	-
<i>Gibbula tumida</i>	-	0,2	0,00003	0,2	-	-
<i>Inachus dorsettensis</i>	0,001	-	0,001	-	0,0009	-
<i>Liocarcinus depurator/marmoreus/pusillus</i>	0,01	5,7	0,007	3,3	0,003	0,3
<i>Macropodia deflexa/linaresi/tenuirostris</i>	0,004	0,08	0,02	-	0,008	0,08
<i>Ophiura albida</i>	-	0,9	0,002	5,6	0,03	15,4
<i>Ophiura ophiura</i>	-	0,1	0,2	3,3	0,07	7,1
<i>Pagurus bernhardus</i>	0,0002	1,2	0,0006	0,2	0,001	0,4
<i>Pecten maximus</i>	0,0001	0,04	0,0002	-	0,0002	-
<i>Pilumnus hirtellus</i>	-	1,1	-	0,3	0,00006	-
<i>Psammechinus miliaris</i>	0,2	3,3	0,05	2,6	0,03	0,08
<i>Tritia reticulata</i>	-	0,2	0,001	1,9	0,004	7,7
Total	0,32	17,4	0,29	19,4	0,19	31,5

Cette observation entre les différentes méthodes de prélèvements est importante car elle permet de montrer que l'utilisation de données issues de prélèvements à la benne lors de la création de modèles trophiques est adapté et sous-estime peu la diversité du compartiment benthique de l'écosystème. Par conséquent, dans la modélisation du site de DLT seront uniquement prises les biomasses des espèces acquises avec la benne Van Veen, mais les biomasses des sept espèces uniquement prélevées avec le chalut à perche seront également prises en compte dans la construction du modèle.

8. Paysage sous-marin

Les huit vidéos d'une durée de 20 minutes chacune réalisées en juillet 2016 ont été analysées, ainsi que l'ensemble des photos. De ces observations faites à la surface du sédiment pour les trois types sédimentaires, il est possible de faire les commentaires suivants :

- Les graviers ensablés : le fond est constitué de graviers avec une petite fraction sableuse. Les débris coquilliers y sont très abondants avec d'importantes quantités de coquilles encore entière et même certaines encore en connexion au niveau de la charnière, révélant de faibles mouvements sédimentaires. Cette forte concentration de bivalves morts ayant conservé les deux valves pourrait également être indicateur d'une faible activité de pêche, puisque le passage intensif d'arts trainants désolidariserait les valves des bivalves morts. La faune observée est dominée par les espèces mégabenthiques, telles que *Asterias rubens*, les pagures, *Ostrea edulis*, *Pecten maximus* et par de l'épifaune sessile tel que *Alcyonium digitatum* ainsi que des hydraires et bryozoaires. L'observation des fonds sédimentaires montre une homogénéité de ce type sédimentaire (Figure 71). Localement, des accumulations de bivalves sont observés, notamment de *Polititapes rhomboides* et *Arcopagia crassa* (station B1e, Figure 71) mais il n'est pas possible de distinguer si les individus sont vivants. La surface sédimentaire observable est constitué d'éléments vraiment grossiers pouvant constituer un habitat favorable à l'épifaune vagile vivant dans les interstices (Figure 71).

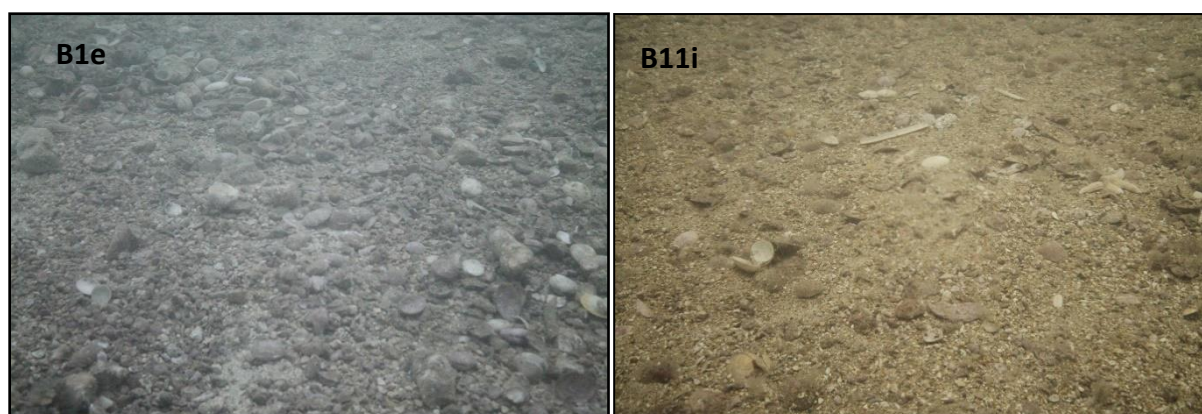


Figure 71 : Photographie de la surface sédimentaire des graviers ensablés à la station B1e (à gauche) et B11i (à droite).

- Les sables graveleux : les deux stations filmées et photographiées montrent deux structures différentes (Figure 72). En effet, la station B2e montre un fond proche de ce qui a été observé au niveau des graviers ensablés mais avec un nombre de débris coquilliers moins important mais toujours la présence de graviers, d'espèces mégabenthiques et d'épifaune sessile. Sur la station B8i, les débris coquilliers sont encore moins importants et la fraction sableuse commence à devenir dominante (Figure 72).

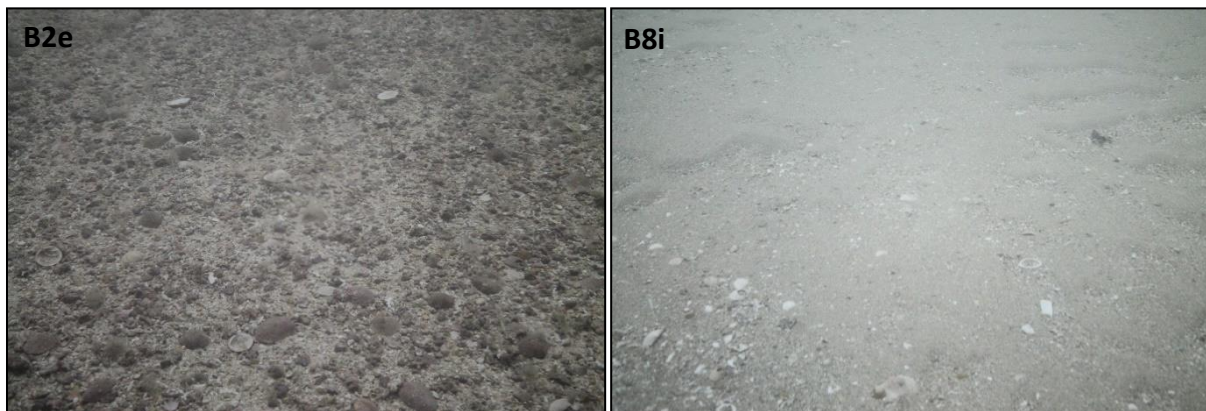


Figure 72 : Photographie de la surface sédimentaire des sables graveleux à la station B2e (à gauche) et B8i (à droite).

- Les sables moyens : les observations faites sur ce type sédimentaire montrent une structuration dunaire essentiellement constituée de sables fins moyens propres (Figure 73). On y observe à la surface quelques ophiures et très peu d'épifaune sessile sur les quelques coquilles de bivalves morts (Figure 73). Ces observations permettent de compléter la dénomination de cet habitat en confirmant que ce sont bien des sables moyens propres dunaires.

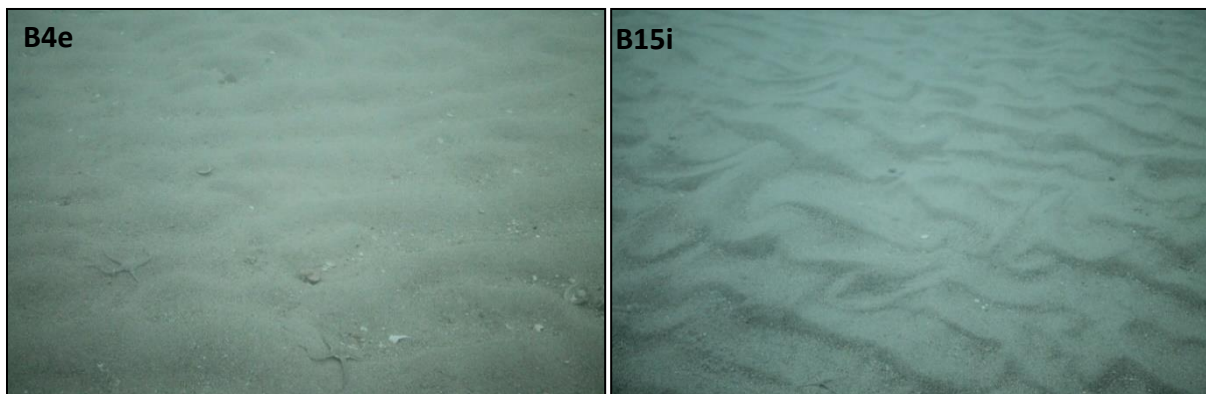


Figure 73 : Photographie de la surface sédimentaire des sables moyens à la station B4e (à gauche) et B15i (à droite).

9. Trois espèces particulières

9.1 L'amande de mer *Glycymeris glycymeris*

En été et en hiver, l'amande de mer est plus abondante dans les sables graveleux que dans les graviers ensablés et les sables moyens (Figure 74), avec un nombre moyen de 50 à 100 individus par m². L'abondance maximale de 203 individus par m² est observée dans les sables graveleux. Ce n'est pas forcément les stations présentant les plus fortes abondances qui ont les biomasses les plus importantes. En effet, c'est au niveau des graviers ensablés que sont observés les biomasses de *G. glycymeris* les plus élevées, notamment en été (Figure 74). Cependant, la station montrant la plus forte abondance est également celle qui a la plus forte biomasse avec 353 g PSLC par m².

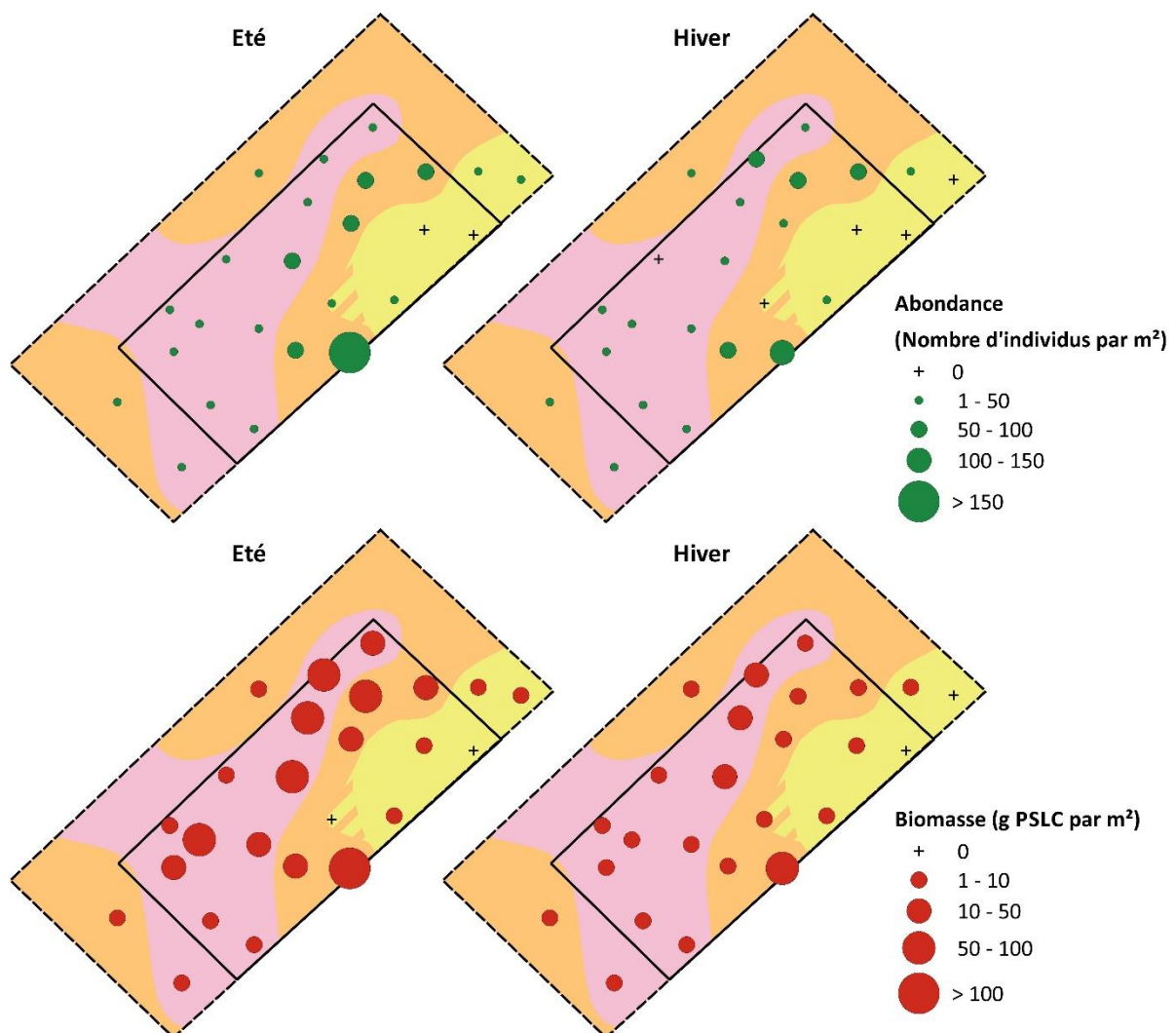


Figure 74 : Evolution de l'abondance et de la biomasse de *Glycymeris glycymeris* sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) entre l'été et l'hiver.

Pour l'amande de mer *Glycymeris glycymeris*, les tailles minimales sont de 1,78 mm en hiver et 1,24 mm en été pour des tailles maximales de 61,77 mm en hiver et 62,66 mm en été. La taille moyenne hiver et été confondues est de $32,2 \pm 0,2$ mm. Les histogrammes de taille au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux montrent la présence de deux principales classes de taille : des individus juvéniles de 2-10 mm et des individus adultes de 37-60 mm (Figure 76). Ces deux classes de tailles indiquent un bon recrutement pour cette espèce au niveau des deux types sédimentaires. De plus, le nombre total d'individus mesurés étant similaire au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux, il n'y a pas de préférences entre ces deux types sédimentaires pour l'amande de mer (Figure 76). Néanmoins, pour les sables moyens sont observés essentiellement de petits individus en été et seulement quelques individus de plus grande taille en hiver (Figure 76). Cette observation montre que les sables moyens ne correspondent pas à un habitat optimal pour l'amande de mer (Figure 76). Cette espèce a une répartition agrégative en Manche orientale (Figure 75).

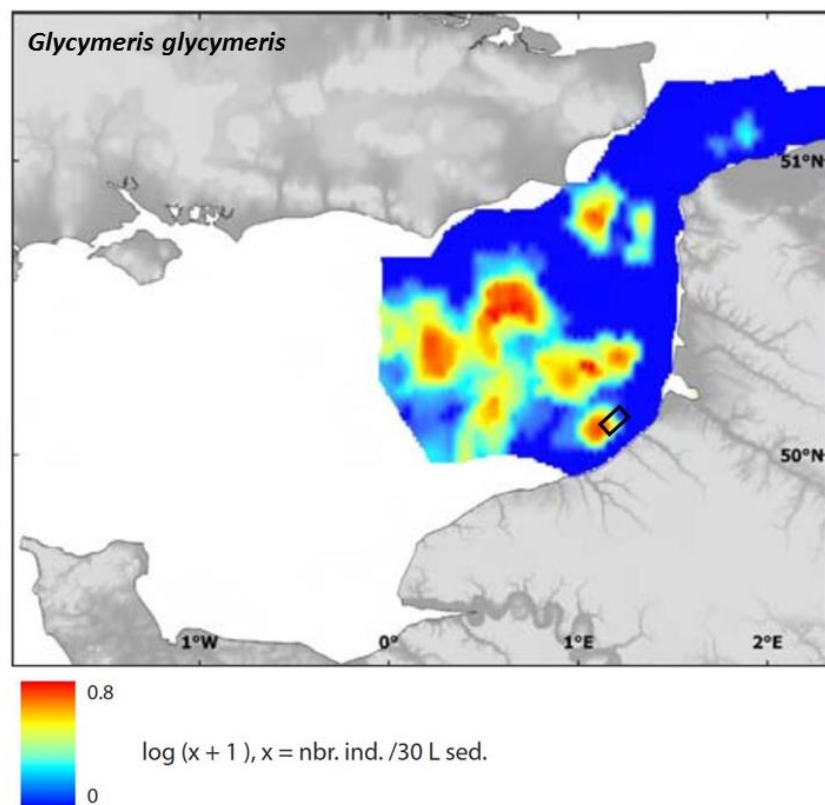
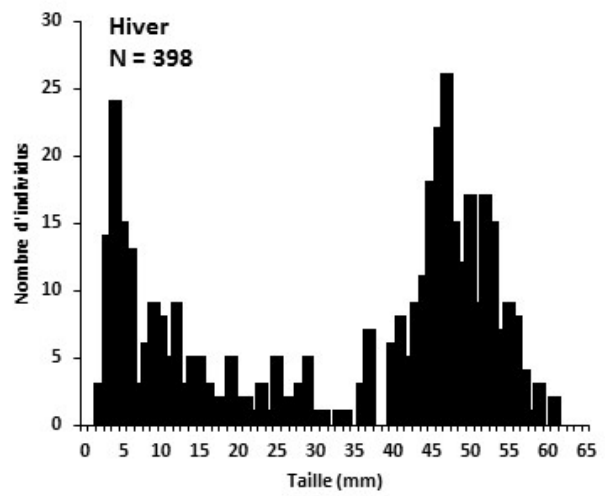
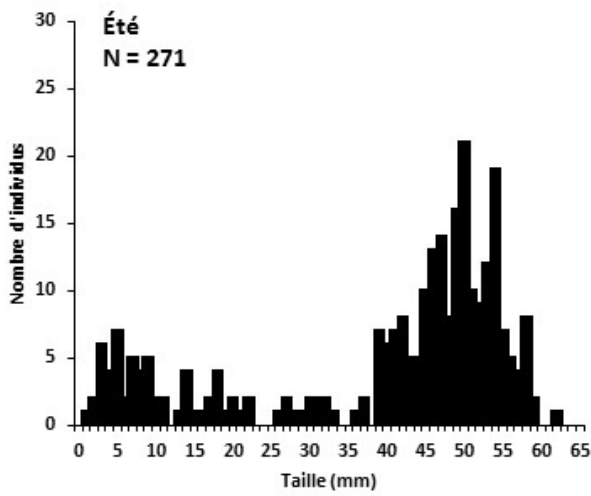
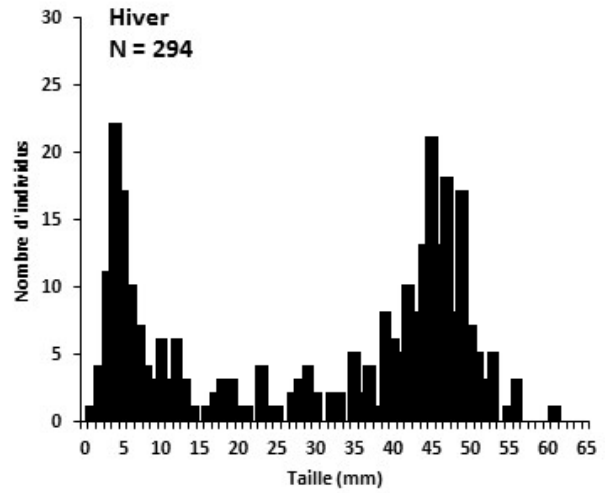
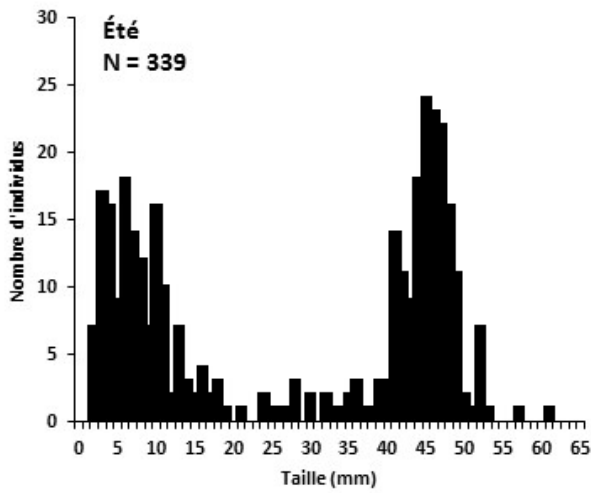


Figure 75 : Répartition de l'amande de mer *Glycymeris glycymeris* en Manche orientale pour la période 1998-2007 avec localisation du site de Dieppe-Le Tréport (d'après Carpentier et al., 2009).

Graviers ensablés



Sables graveleux



Sables moyens

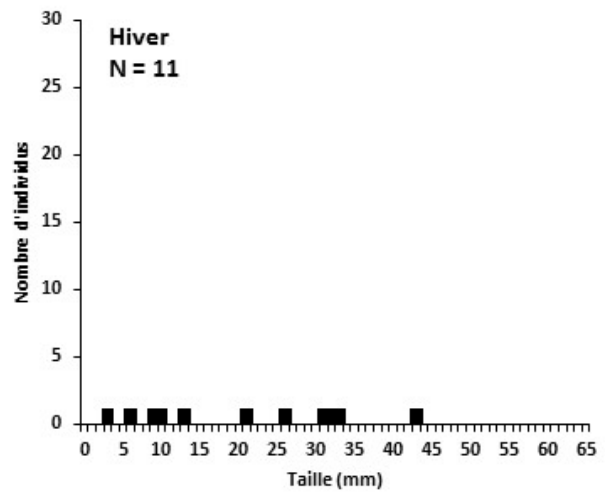
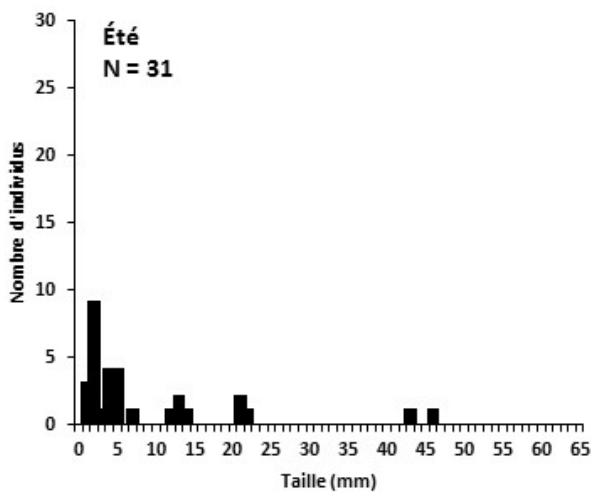


Figure 76 : Histogramme de taille de l'amande de mer *Glycymeris glycymeris* sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens en été et hiver.

9.2 La palourde rose *Polititapes rhomboides*

La palourde rose *Polititapes rhomboides* est une espèce abondante avec une forte biomasse essentiellement sur les graviers ensablés (Figure 77). Elle est absente des sables moyens et présentes sur les sables graveleux pour des stations proches des graviers ensablés (Figure 77). C'est donc une espèce typique des graviers ensablés. Il y a peu de modification de l'abondance et de la biomasse de la palourde rose entre l'été et l'hiver (Figure 77).

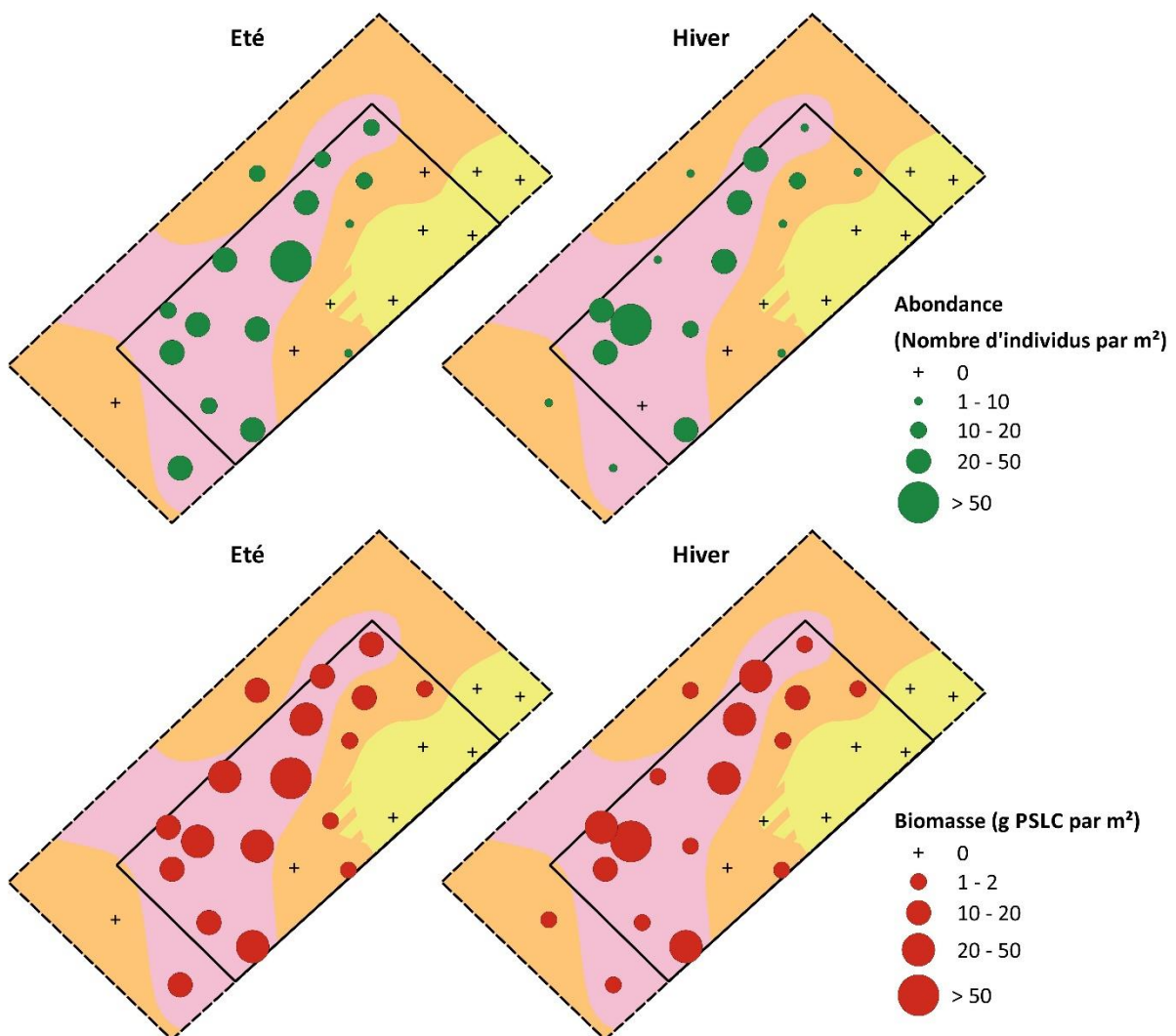
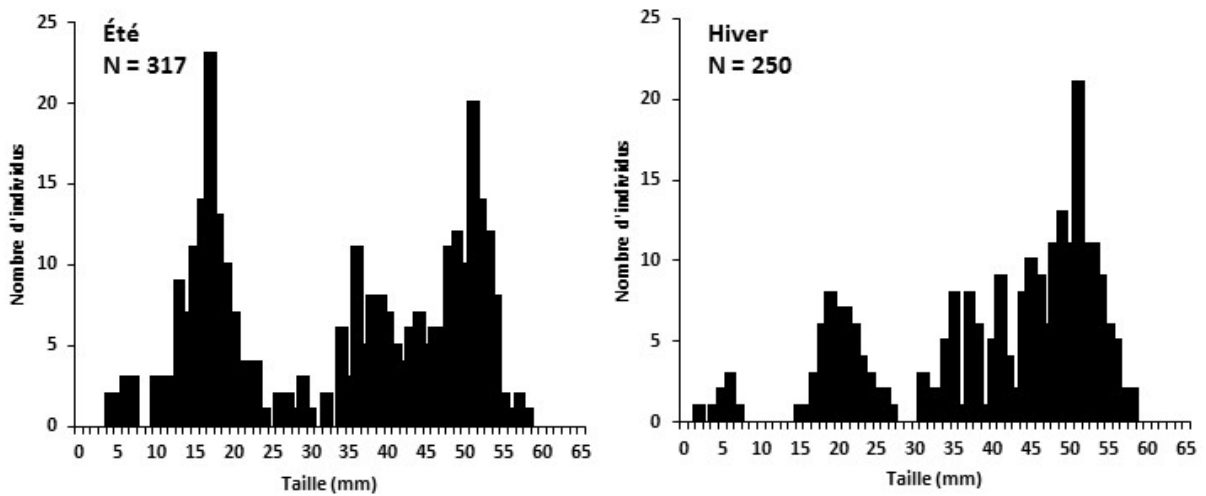


Figure 77 : Evolution de l'abondance et de la biomasse de *Polititapes rhomboides* sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) entre l'été et l'hiver.

Pour la palourde rose *Polititapes rhomboides*, les tailles minimales sont de 2,7 mm en hiver et 4,42 mm en été pour des tailles maximales de 58,1 mm en hiver et 58,42 mm en été. La taille moyenne en hiver est de 40,1 mm et de 34,39 mm en été. Les histogrammes de taille au niveau

des graviers ensablés montrent la présence de deux principales classes de taille : des individus juvéniles de 10-20 mm et des individus adultes de 45-56mm (Figure 78). Ces deux classes de tailles indiquent une préférence de présence pour cette espèce au niveau des graviers ensablés. Au niveau des sables graveleux, les individus sont peu nombreux sans constituer de réelle classe de taille (Figure 78). Ainsi, la population de palourde rose est plutôt inféodée aux graviers ensablés.

Graviers ensablés



Sables graveleux

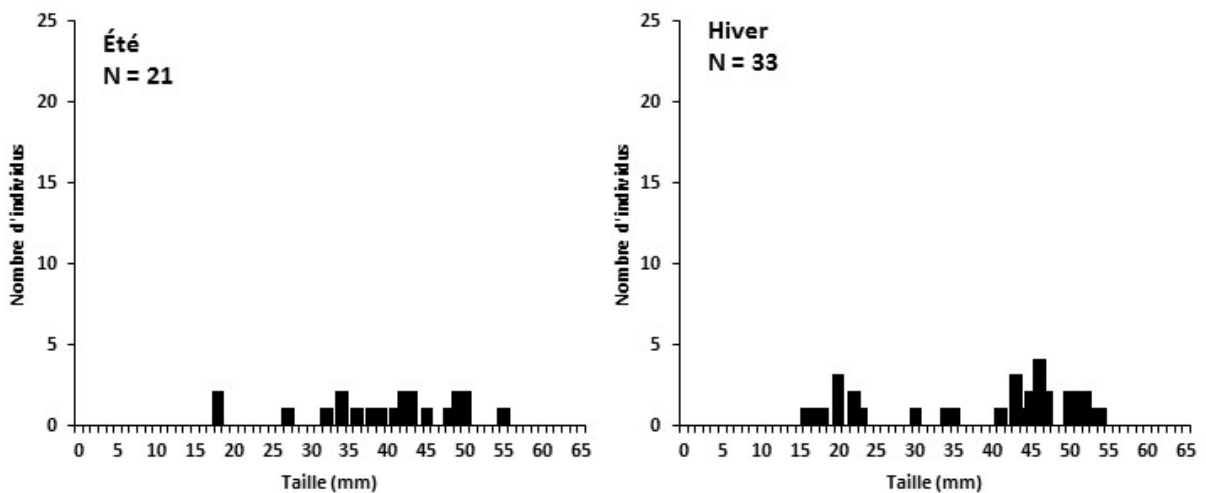


Figure 78 : Histogramme de taille de la palourde rose *Polititapes rhomboïdes* sur les graviers ensablés et les sables graveleux en été et hiver.

Le noyau d'abondance de cette espèce est localisé essentiellement dans les graviers et graviers ensablés au centre du bassin oriental de la Manche (Figure 79).

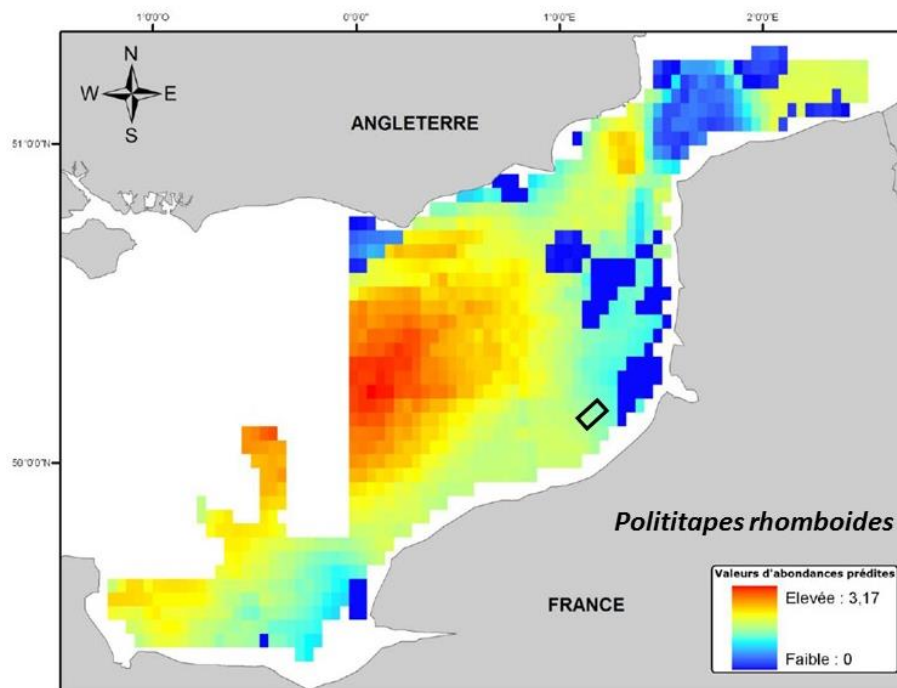


Figure 79 : Répartition de la palourde rose *Polititapes rhomboides* en Manche orientale et baie de Seine pour la période 1998-2007 (d'après Foveau, 2009).

9.3 Le céphalocordé *Branchiostoma lanceolatum*

Pour le céphalocordé *Branchiostoma lanceolatum*, la figure 78 montre que c'est une espèce principalement abondante au niveau des graviers ensablés avec des abondances comprises entre 50 et 500 individus par m² en été et en hiver. Entre l'été et l'hiver, il y a peu de changements d'abondances et de biomasses de cette espèce (Figure 80). C'est une espèce qui est rare au niveau des sables moyens. En Manche orientale, cette espèce présente deux noyaux d'abondance dont un est à proximité du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport (Figure 81)

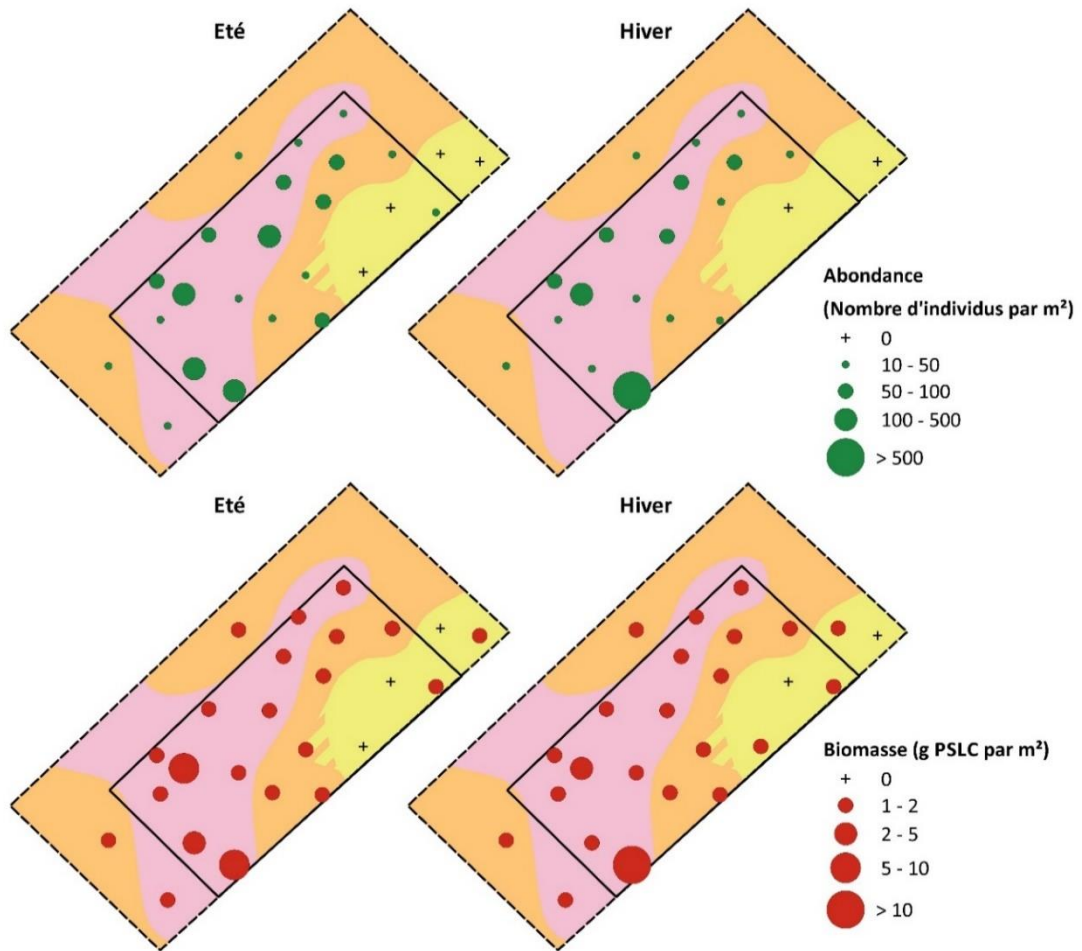


Figure 80 : Evolution de l'abondance et de la biomasse de *Branchiostoma lanceolatum* sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) entre l'été et l'hiver.

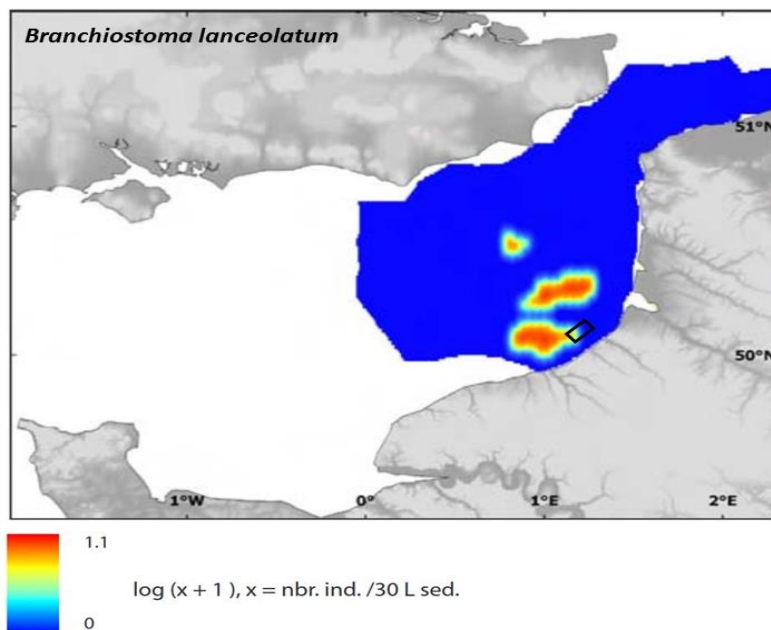


Figure 81 : Répartition du céphalocordé *Branchiostoma lanceolatum* en Manche orientale pour la période 1998-2007 (d'après Carpentier et al., 2009).

10. Assemblages faunistiques : matrice unique annuelle (moyenne C1, C2, C3, C4)

Pour l'étude des assemblages faunistique, uniquement le benthos dénombrable est pris en compte, afin de donner une abondance ou biomasse par espèce au niveau stationnel. En effet, la plupart des études s'appuient sur la quantification des organismes au niveau des prélèvements benthiques, l'épifaune sessile non dénombrable demandant des compétences supplémentaires. Or, l'absence de quantification de l'épifaune non dénombrable n'est pas un réel problème, car les espèces de cette catégorie benthique peuvent être analysées dans une matrice en présence/absence au niveau de la station. Mais pour des raisons de simplification, seulement le benthos dénombrable a été retenu et analysé pour la détermination des assemblages en présence/absence, abondance et biomasse.

Différentes transformations sont utilisées pour déterminer les assemblages :

- En présence/absence : se basant uniquement sur les espèces dénombrables présentes par station. Cette transformation se base sur l'indice de similarité de Sørensen accordant plus d'importance à la présence qu'à l'absence des espèces caractéristiques d'une communauté.
- En $\log_{10}(x+1)$ avec x correspondant aux abondances par espèce et par station : transformation minimisant l'importance des espèces ayant un facteur 1000 entre les abondances minimales et maximales. Cette transformation permettra de caractériser les espèces contribuant le plus en terme d'abondance aux communautés benthiques et donc aux potentiels proies contribuant le plus aux assemblages.
- En racine carrée \sqrt{x} avec x correspondant aux biomasses par espèce et par station : transformation minimisant l'importance des écarts de biomasse ayant un facteur 100 entre les biomasses minimales et maximales. Cette transformation permettra de caractériser les organismes contribuant le plus d'un point de vue trophique (flux d'énergie) à la structure des assemblages benthiques.

L'ensemble des données du benthos dénombrable acquises durant les quatre campagnes est moyenné en une unique matrice afin d'éliminer les facteurs de saisonnalité et temporel, et renforcer le lien entre macrofaune et type sédimentaire. En annexe 4 est présentée pour les quatre campagnes des analyses multivariées. Par ailleurs, il a été mis en évidence que les variations saisonnières et temporelles n'influençaient pas sur l'organisation des communautés benthiques.

10.1 Transformation Log_{10} (abondance +1)

Lors de l'analyse de la matrice unique des abondances de l'ensemble des quatre campagnes, pour une similarité de 50, deux assemblages correspondant aux deux grands ensembles de la zone d'étude sont observés (Figure 82) :

- Les sédiments grossiers, correspondant aux graviers ensablés et sables graveleux, caractérisant l'assemblage des stations B1i, B2i, B3i, B4i, B5i, B6i, B7i, B8i, B11i, B12i, B13i, B16i, B17i, B18i, B19i, B1e, B2e et B2e. Au niveau de cet assemblage, aucun sous-assemblage ne se distingue, ainsi, les graviers ensablés et les sables graveleux correspondent à une même unité biocénotique et donc une même communauté.
- Les sables moyens : les stations caractérisant cet assemblage sont les stations B10i, B14i, B15i, B20i, B4e et B5e. Au niveau de cet assemblage, aucun sous-assemblage ne se distingue et correspond à une communauté benthique distincte de celle des sédiments grossiers.

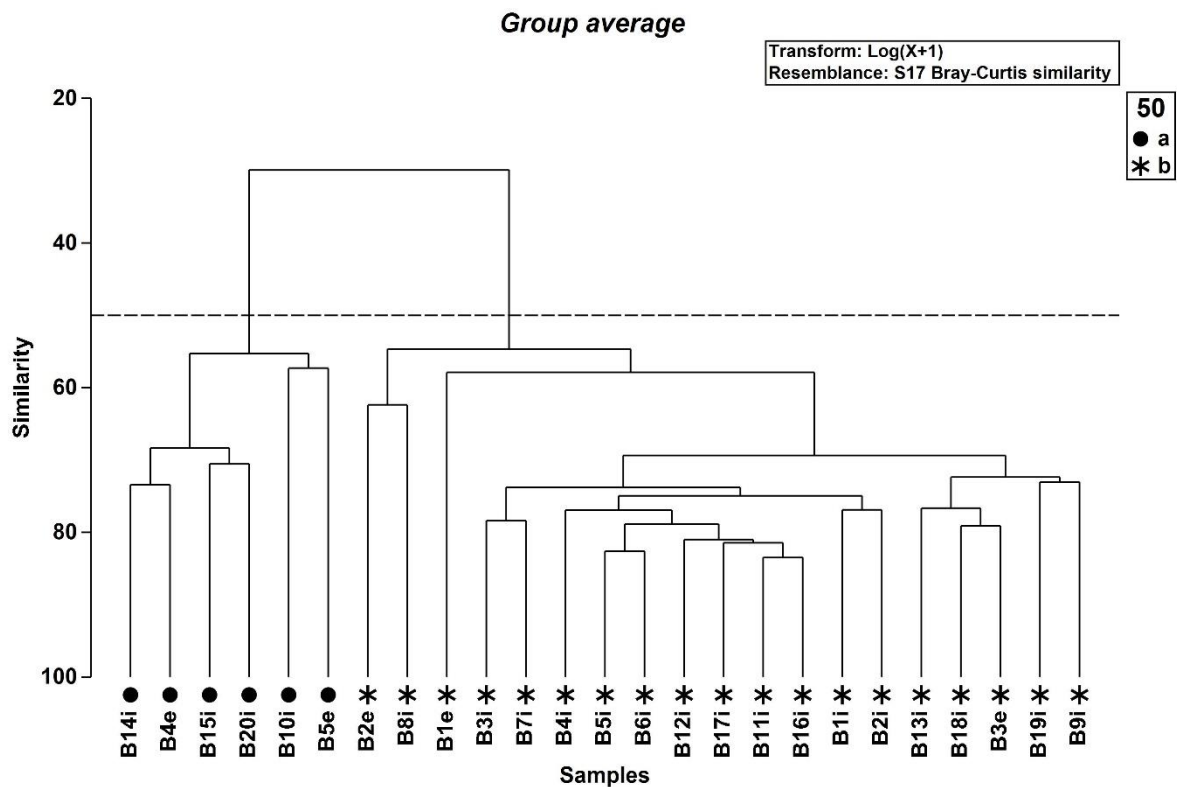


Figure 82 : Dendrogramme obtenu à partir de la matrice d'abondance en transformation $\text{Log}_{10}(x+1)$ de la matrice unique selon la similarité de Bray-Curtis.

10.2 Transformation racine carrée (Square root) Biomasse et en Présence/Absence

Lors de l'analyse de la matrice unique des biomasses et en Présence/Absence de l'ensemble des quatre campagnes, deux assemblages correspondant aux deux grands ensembles de la zone d'étude sont observés comme pour les abondances (Figure 82).

10.3 Les sédiments grossiers

L'assemblage des sédiments grossiers, représenté ici par les graviers ensablés et les sables graveleux est dominé en terme d'abondance par les polychètes (*Polygordius lacteus*, *Glycera lapidum*, *Syllis garciai*, *Aonides paucibranchiata*, *Malmgrenia ljunmani*...), les amphipodes (*Apherusa bispinosa*, *Megamphopus cornutus*, *Atylus vedlomensis*...), l'échinoderme *Amphipholis squamata* et le céphalocordé *Branchiostoma lanceolatum* (Tableau 44). Au niveau des biomasses, cet assemblage est dominé par les mollusques bivalves (*Glycymeris glycymeris*, *Polititapes rhomboides*, *Arcopagia crassa*...), le mollusque gastéropode *Crepidula fornicata*, l'annélide *Polygordius lacteus* et le céphalocordé *Branchiostoma lanceolatum* (Tableau 44), c'est-à-dire des espèces de grande taille.

Tableau 44 : Ordre décroissant (du haut vers le bas) des 14 espèces contribuant le plus à la similarité totale pour l'assemblage des sédiments grossiers par l'analyse SIMPER sur les abondances et les biomasses (Cc : Contributions cumulées).

Assemblage des sédiments grossiers			
Abondances		Biomasses	
Espèces	Cc (%)	Espèces	Cc (%)
<i>Polygordius lacteus</i>	3,4	<i>Glycymeris glycymeris</i>	20,0
<i>Glycera lapidum</i>	6,7	<i>Polititapes rhomboides</i>	34,0
<i>Apherusa bispinosa</i>	9,9	<i>Polygordius lacteus</i>	40,8
<i>Amphipholis squamata</i>	13,1	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	45,0
<i>Syllis garciai</i>	15,8	<i>Arcopagia crassa</i>	48,9
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	18,3	<i>Crepidula fornicata</i>	51,3
<i>Aonides paucibranchiata</i>	20,7	<i>Phascolion strombus</i>	53,1
<i>Megamphopus cornutus</i>	23,1	<i>Scoletoma fragilis</i>	54,9
<i>Atylus vedlomensis</i>	25,5	<i>Echinocardium flavescens</i>	56,6
<i>Malmgrenia Ijungmani</i>	27,8	<i>Asterias rubens</i>	58,2
<i>Spirobranchus triqueter</i>	30,2	<i>Laevicardium crassum</i>	59,6
<i>Abludomelita obtusata</i>	32,4	<i>Liocarcinus marmoreus</i>	60,9
<i>Notomastus latericeus</i>	34,6	<i>Psammechinus miliaris</i>	62,1
<i>Galathea intermedia</i>	36,8	<i>Loripes lucinalis</i>	71,2

10.4 Les sables moyens

L'assemblage des sables moyens est dominé en termes d'abondance par les polychètes (*Nephtys cirrosa*, *Polygordius lacteus*...), le mollusque bivalve *Asbjorsenia pygmaea*, l'amphipode *Megaluropus agilis*, le mysidacé *Gastrosaccus spinifer*, l'échinoderme *Ophiura albida*, l'isopode *Eurydice pulchra* (Tableau 45). Il n'y a pas de groupe taxonomique dominant les abondances au niveau des sables moyens, alors que l'assemblage obtenu à partir des données de biomasses est dominé par les polychètes (*Polygordius lacteus*, *Nephtys cirrosa*), les mollusques bivalves (*Spisula elliptica*, *Spisula solida*, *Glycymeris glycymeris*...), les échinodermes (*Echinocardium cordatum*, *Ophiura ophiura*...) et le mollusque gastéropode *Tritia reticulata* (Tableau 45). De manière générale, les mollusques et les échinodermes dominent pondéralement les sables moyens (Tableau 45).

Tableau 45. Ordre décroissant (du haut vers le bas) des 14 espèces contribuant le plus à la similarité totale pour l'assemblage des sables moyens par l'analyse SIMPER sur les abondances et les biomasses (Cc : Contributions cumulées).

Assemblage des sables moyens			
Abondance		Biomasse	
Espèces	Cc (%)	Espèces	Cc (%)
<i>Nephtys cirrosa</i>	10,0	<i>Polygordius lacteus</i>	11,2
<i>Asbjornsenia pygmaea</i>	18,1	<i>Spisula elliptica</i>	19,4
<i>Megaluropus agilis</i>	22,5	<i>Spisula solida</i>	26,7
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	26,6	<i>Echinocardium cordatum</i>	33,9
<i>Ophiura albida</i>	30,5	<i>Nassarius reticulatus</i>	40,7
<i>Eurydice pulchra</i>	34,3	<i>Glycymeris glycymeris</i>	46,9
Nemertea	37,4	<i>Nephtys cirrosa</i>	52,4
<i>Polygordius lacteus</i>	40,4	<i>Ophiura ophiura</i>	56,0
<i>Pisidia longicornis</i>	42,8	<i>Tritia reticulata</i>	59,1
<i>Ophiura ophiura</i>	45,2	<i>Moerella pygmaea</i>	61,9
<i>Mediomastus fragilis</i>	47,5	<i>Ophiura albida</i>	64,4
<i>Gastrosaccus sanctus</i>	49,8	<i>Scoletoma fragilis</i>	66,7
<i>Tritia reticulata</i>	52,0	<i>Thia scutellata</i>	68,6
<i>Bathyporeia tenuipes</i>	54,2	Nemertea	70,3

11. Description des habitats selon la Typologie EUNIS

L'assemblage des sédiments grossiers caractérisé par les graviers ensablés et les sables graveleux correspondent à l'habitat à *Mediomastus fragilis*, *Lumbrineris* spp. et bivalves Vénéridés des graviers et sables grossiers circalittoraux (A5.142). On y trouve des mollusques tels que *Glycymeris glycymeris* et *Polititapes rhomboides* et le cortège décrit dans les tableaux 44 et les annexes 2, 3 et 4. Certaines stations dominées par l'amphioxus *Branchiostoma lanceolatum* correspondent plutôt à l'habitat A5.145 : sables grossiers et graviers coquilliers circalittoraux à *Branchiostoma lanceolatum*.

L'assemblage des sables moyens dunaires est caractéristique de l'habitat à *Echinocyamus pusillus*, *Ophelia borealis* et *Abra prismatica* des sables fins circalittoraux (A5.251) établis sur des sables propres dunaires et dominé par la polychète *Nephtys cirrosa* et le cortège d'espèces décrites dans les tableaux 45 et les annexes 2, 3 et 4.

12. Analyse des traits biologiques

Un trait biologique se définit comme une caractéristique morphologique, comportementale, physiologique ou décrivant l'histoire de vie d'une espèce (Violle *et al.*, 2007). L'analyse des traits biologiques donne des informations sur le fonctionnement de l'écosystème en reliant les paramètres abiotiques et la structure de la communauté (Bremmer *et al.*, 2006 ; Bolam & Eggleton, 2014). Les traits biologiques changent le long d'un gradient environnemental, aussi appelé trait fonctionnel d'effet, qui peut également être en interaction avec les paramètres abiotiques (Bolam & Eggleton, 2014). Par exemple, les stratégies d'alimentation et les mouvements des individus modifient la distribution des sédiments et donc influencent la pénétration de l'oxygène et des nutriments dans les sédiments. L'analyse des traits biologiques est complémentaire de l'analyse taxonomique et permet de comparer un habitat différent ou géographiquement distant car il ne tient pas compte de la taxonomie (et n'est pas sensible à la présence d'espèces endémiques) (Bolam & Eggleton, 2014)

Quelques modalités diffèrent par rapport au choix de catégoriser le benthos précédemment, notamment pour le trait de position de vie où la modalité de vie suprabenthique n'a pas été prise en compte, puisque les taxa holosuprabenthiques peuvent aussi bien vivre dans le sédiment, donc être dans l'endofaune, ou à la surface du sédiment, donc dans l'épifaune, sans pour autant migrer dans la colonne d'eau adjacente au fond. De plus, les espèces holosuprabenthiques, de par leurs caractéristiques comportementales particulières peuvent ressortir de l'analyse sans prendre en compte ce compartiment de vie. Pour le trait de l'affinité du substrat, la caractérisation des sédiments est un trait qui est actuellement encore discuté par de nombreux scientifiques. Cependant, dans mon étude, il a été choisi de prendre en compte 11 modalités pour ce trait en essayant de représenter au mieux et de manière simple les différentes caractéristiques sédimentaires observables pour la répartition des taxa (Tableau 47).

12.1 Choix des traits biologiques

Un total de 18 traits ont été sélectionnés couvrant différents aspects de morphologie, d'écologie et d'histoire de vie pour chaque taxon : taille de l'individu, structure minérale, protection externe du corps, mobilité, position de vie, habitat, bioturbation, groupe trophique, groupe écologique, affinité du substrat, fourniture d'habitat, taille de la nourriture, capacités maximales de déplacement, différenciation sexuelle, sociabilité, fréquence de reproduction, développement larvaire et durée de vie. Dans mon étude, il a été choisi de ne pas réduire le nombre de traits biologiques (ainsi que les modalités, comme recommandé dans certaines études et par certains auteurs) car actuellement c'est un écosystème qui n'est pas sous influence d'une activité humaine (état initial avant construction). Il est donc important de définir les traits et modalités qui structurent le mieux les deux communautés benthiques identifiées sur mon site d'étude. Si cette approche, via l'analyse des traits biologiques est conservé durant les études en phase de construction et d'exploitation, il sera alors possible d'identifier quels traits seront modifiés durant ces activités de construction et sur le plus long terme durant l'exploitation. Ainsi, le choix d'un maximum de traits et de modalités dans ces analyses favorisera l'identification des changements de ces derniers dans la structure de l'écosystème du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport dans un contexte d'état initial puis après aménagement de la zone.

La création de la base de données pour les modalités de chaque trait pour chaque taxa a été obtenu grâce à la base de données de la thèse de Garcia (2010), du site UK Marlin (<http://www.marlin.ac.uk/biotic/>), de la bibliographie et si aucune information n'a pu être trouvée, de l'expertise scientifique pour la faune de la Manche. Pour chacun des 307 taxa benthiques présents sur le site de Dieppe-Le Tréport pour l'ensemble des trois types sédimentaires, les informations relatives au total des 18 traits ont été rassemblées en trois groupes principaux : les traits morphologiques (3), les traits écologiques (10) et les traits d'histoire de vie (5).

12.1.1 Traits morphologiques

La catégorie des traits morphologiques regroupe les traits les plus faciles à renseigner car leurs modalités sont directement observables sur l'individu telles que la taille (en mm) ou la structure minérale (Tableau 46).

Tableau 46 : Traits morphologiques avec modalités et abréviations correspondantes.

Traits	Modalités	Abréviation
Taille de l'individu (Individual size)	< 10 mm	SI_vsml
	10 – 20 mm	SI_sml
	21 – 100 mm	SI_med
	> 100 mm	SI_big
Structure minérale (Mineral structure)	Non	MS_no
	Carbonates de calcium	MS_CaCo
	Silicium	MS_Si
Protection externe du corps (External body protection)	Non	EB_no
	Cuticule	EB_cut
	Tube	EB_tub
	Carapace/test/coquille	EB_car

12.1.2 Traits écologiques

Cette catégorie regroupe les traits correspondant aux comportements des espèces au niveau de leur environnement. Le tableau 47 illustre les différents traits et modalités de cette catégorie.

Tableau 47 : Traits écologiques avec modalités et abréviations correspondantes.

Traits	Modalités	Abréviation
Mobilité (Mobility)	Nageur (Swimmer)	MO_swi
	Marcheur (Walker)	MO_wlk
	Rampant (Crawler)	MO_crw
	Creuseur (Burrower)	MO_bur
	Sessile	MO_ses
Position de vie (Living position)	Epifaune (Epifauna)	LP_epi
	Endofaune (Endofauna)	LP_endo
Habitat	Habitant un tube (Tube dweller)	HA_tdw
	Habitant un terrier (Burrow dweller)	HA_bdw
	Libre (Free living)	HA_free
	Attaché (Attached)	HA_att
Bioturbation	Pas de Bioturbation (No bioturbation)	BI_nob
	Dépôts de surface (Surface deposition)	BI_sdep
	Convoyeur de surface (Upward conveyer)	BI_upc

	Convoyeur dans le sédiment (Downward conveyor) Diffuseur (Diffusive mixing)	BI_doc BI_dif
Groupes trophiques (Trophic Group)	Dépositore sélectifs (Selective deposit feeder) Dépositore non sélectifs (Non-selective deposit feeder) Suspensivore actif (Suspension feeder) Prédateur (Carnivorous) Nécrophage (Scavenger) Brouteur (Grazer)	TG_sdf TG_ssdf TG_susp TG_car TG_sca TG_gra
Groupes écologiques AMBI (Ecological Group)	Sensible (Sensitive) I Indifférent (Indifferent) II Tolérant (Tolerant) III Opportuniste de 2 nd ordre (Second-order opportunistic) IV Opportuniste de 1 ^{er} ordre (First order opportunistic) V	EG_I EG_II EG_III EG_IV EG_V
Affinité du substrat (substrat affinity)	Vase (Mud) Vase sableuse (Sandy mud) Sable vaseux (Muddy sand) Sable fin propre (Fine clean sand) Sable grossier propre (Coarse clean sand) Graviers (Gravel) Cailloutis (Pebble) Rochers (Rocks) Détritrus (Detritus) Biologique (Biological as Algae, seaweed...) Coquille (Shell)	SA_mud SA_smud SA_msand SA_fsand SA_csand SA_grav SA_pebb SA_rock SA_det SA_biol SA_shell
Fournisseur d'habitat (Habitat provider)	Oui (Yes) Non (No)	HP_yes HP_no
Taille de la nourriture (Food size)	Microphage Macrophage	FS_mif FS_maf
Capacité maximale des mouvements journaliers (Maximal Capacity of daily movements)	0-10 cm 10-100 cm >100 cm	MC_10 MC_50 MC_100

12.1.3 Traits d'histoire de vie

Cette troisième catégorie correspond aux traits d'histoire de vie des espèces, et sont présentés dans le tableau 48.

Tableau 48 : Traits d'histoire de vie avec modalités et abréviations correspondantes.

Traits	Modalités	Abréviation
Différenciation sexuelle (Sexual Differentiation)	Hermaphrodite (Hermaphroditism)	SD_herm
	Gonochorique (Gonochorism)	SD_gono
Sociabilité (Sociability)	Solitaire (Solitary)	SO_soli
	Grégaire (Gregarism)	SO_greg
Fréquence de reproduction (Reproduction Frequency)	Itéroparité (Iteroparity)	RF_ite
	Semelparité (Semelparity)	RF_sem
Développement larvaire (Larval development)	Planctotrophique (Planktotrophic)	LD_plk
	Lécitotrophique (Lecitotrophic)	LD_lec
	Développement direct (Direct development)	LD_dde
Durée de vie (Life span)	Courte (Short) <2 années	LS_sht
	Moyenne (Medium) 2-5 années	LS_med
	Longue (Long) >5 années	LS_lng

12.2 Analyse des traits biologiques

Chaque trait (18) a été divisé en modalités (68). Le codage flou (Chevenet *et al.*, 1994) a ensuite été utilisé pour permettre une analyse statistique : une matrice d'espèces par trait biologique a été créée, dans laquelle chaque colonne représente une modalité de trait biologique. Si la modalité correspond à l'espèce, un score de 1 est attribué (ex : *Liocarcinus depurator*, libre, 1), sinon le score de l'espèce pour la modalité est de 0 (ex : *Liocarcinus depurator*, attaché, 0). Si les espèces ont une affinité pour plusieurs modalités d'un même trait, les scores pour chaque modalité sont divisés par le nombre des modalités caractérisant l'espèce afin que le score total de l'espèce pour un trait ne soit pas supérieur à 1 (ex : *Liocarcinus depurator*, nageur 0,5 et marcheur 0,5, somme de 1 pour la mobilité). Cette matrice est utilisée pour identifier les groupes fonctionnels (c'est-à-dire, des groupes d'espèces ayant des traits biologiques similaires). Ceci a été réalisé selon la procédure décrite par Usseglio-Polatera *et al.* (2000). Tout d'abord, une analyse de correspondance en codage flou a été réalisée. Ensuite, un dendrogramme utilisant la méthode de Ward (Ward, 1963) sur les distances euclidiennes, a été effectué à la suite de l'analyse multiple en codage flou. Une

PERMANOVA a été ensuite appliquée pour tester la validité statistique des groupes de stations obtenus avec le dendrogramme. La matrice « espèce x trait » a été enfin pondérée par l'abondance des espèces dans chaque station pour obtenir une matrice « station x trait ». La même procédure est appliquée sur cette nouvelle matrice.

12.3 Résultats

L'analyse des traits biologiques est réalisée sur l'ensemble des 25 stations de la zone d'étude et sur l'ensemble des quatre campagnes qui sont moyennées entre elles afin d'avoir une abondance moyenne annuelle par station.

12.3.1 Analyse des stations

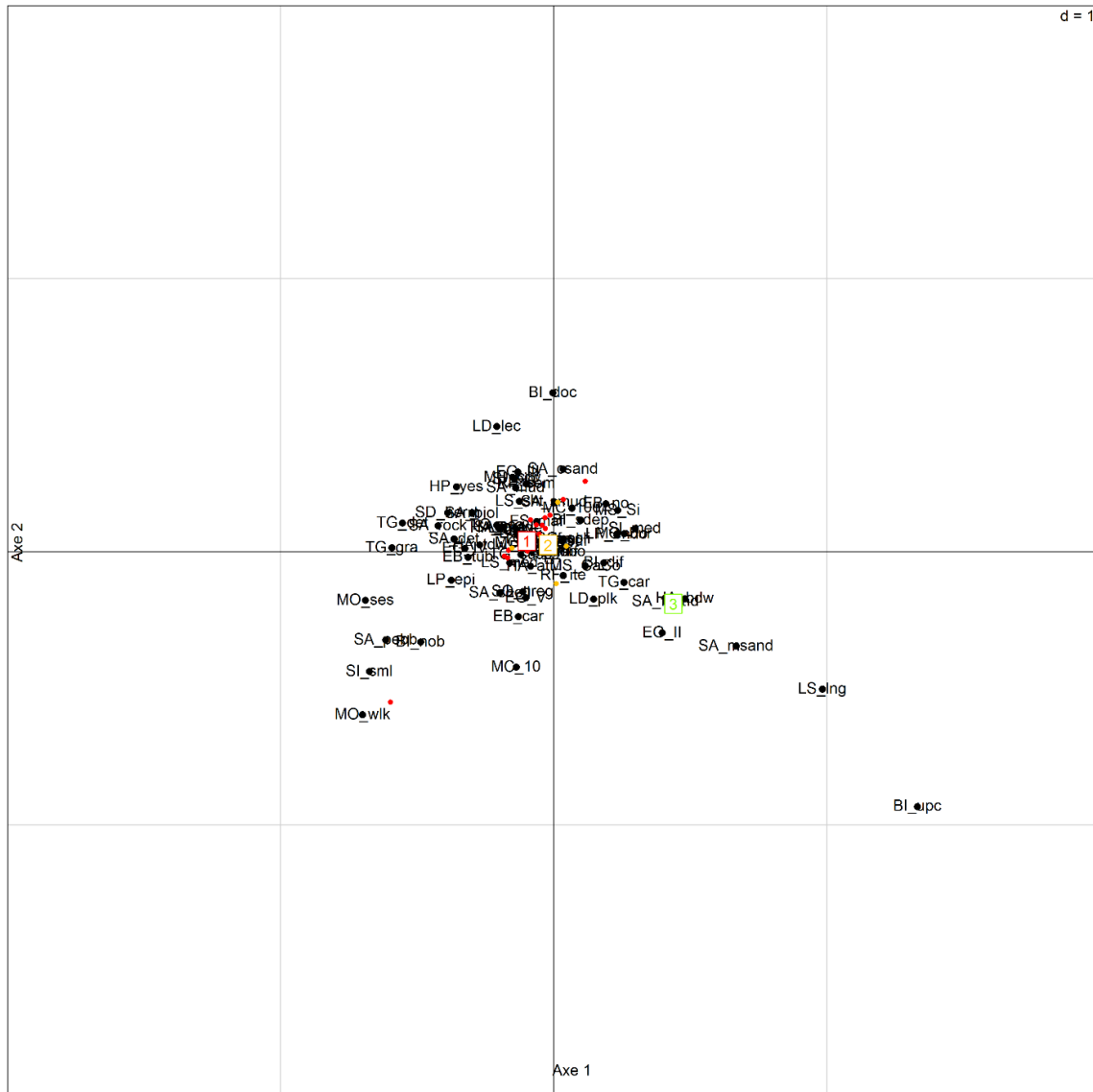


Figure 83 : Analyse multiple en codage flou à partir de la matrice « station x trait ». Représentation des axes 1 et 2.

Les trois premiers axes de l'analyse multiple en codage flou expliquent 79,3 % (axe 1 = 43,6 ; axe 2 = 22,6 ; axe 3 = 13,1) de la variabilité des traits biologiques pour l'analyse des stations (Figure 83). L'analyse du dendrogramme permet une séparation en trois groupes de stations A, B et C (Figure 84) (PERMANOVA_{1,24}=8,0 ; $p < 0,001$).

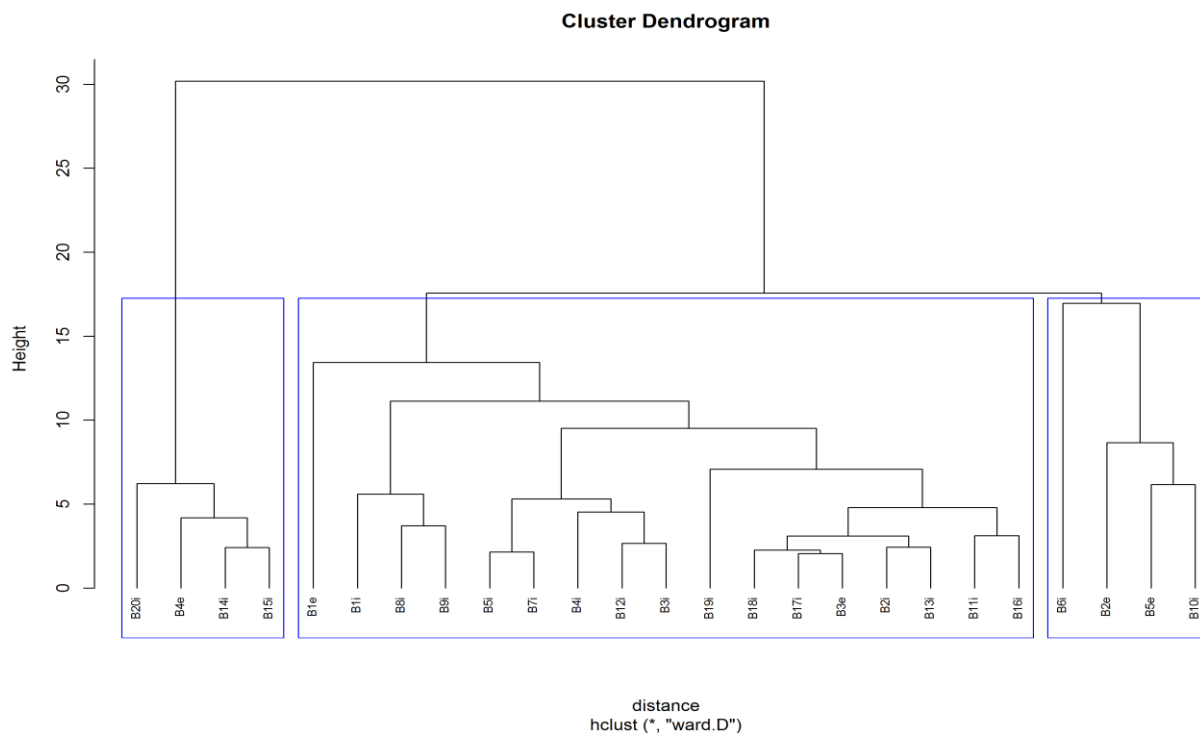


Figure 84 : Dendrogramme de l'analyse multiple en codage flou des stations, avec les groupes A, B et C

Ces différents groupes sont (Tableau 49) :

- Le groupe A : correspond aux stations B14i, B15i, B20i et B4e, il est caractérisé par un nombre total de 112 taxa (Tableau 49). Les modalités de traits d'histoire de vie les plus marquantes sont la durée de vie longue, faible déplacement (10 cm) ; ils sont convoyeurs de surface sur des sables tout en étant indifférent du point de vue écologique (Tableau 49).
- Le groupe B correspond aux stations B11i, B12i, B17i, B18i, B1e, B1i, B2i, B5i, B7i, B3i, B4i, B3e, B13i, B8i, B9i, B16i et B19i. Ce groupe est caractérisé par un nombre total de 290 taxa (Tableau 49). Les modalités de traits d'histoire de vie les plus marquantes correspondent à des taxa appartenant à l'épifaune vagile (marcheur) et sessile de petite taille (10-20 mm) vivant aux niveaux de substrat grossiers (cailloutis et rochers) en présence de détritux sans bioturbation du milieu. Ce sont également des taxa hermaphrodites et brouteurs (Tableau 49).
- Le groupe C correspond aux stations B6i, B2e, B5e et B10i pour un nombre total de 201 taxa (Tableau 49). Les modalités de traits d'histoire de vie les plus représentatives correspondent à des taxa de petite taille (< 10 mm) se déplaçant peu (10-100 cm),

nageur, nécrophages, à développement direct, possédant une cuticule, diffuseur et vivant sur des structures biologiques (Tableau 49).

Tableau 49 : Résultat des stations, modalités dominantes, du nombre de taxa et des taxa représentant 80 % de la contribution cumulées en ordre décroissant composant les groupes A, B et C.

Groupe	Station	Modalités dominantes	Nombre de taxa	Taxa
A	B14i B15i B20i B4e	LS_Ing BI_upc EG_II SA_msand MC_10	112	<i>Nephtys cirrosa</i> <i>Moerella pygmaea</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Megaluropus agilis</i> <i>Ophiura albida</i> <i>Polygordius lacteus</i> <i>Eurydice pulchra</i> <i>Ophiura ophiura</i> <i>Bathyporeia tenuipes</i> <i>Apherusa bispinosa</i> <i>Pisidia longicornis</i> <i>Mediomastus fragilis</i> Nemertea <i>Antalis vulgaris</i> <i>Atylus vedlomensis</i> <i>Abludomelita obtusata</i>
B	B11i B12i B17i B18i B1e B1i B2i B5i B7i B3i B4i B3e B13i B8i B9i B16i B19i	MO_wlk MO_ses LP_epi BI_nob TG_gra SA_pebb SA_rock SA_det SI_sml HP_yes SD_herm	290	<i>Pisidia longicornis</i> <i>Amphipholis squamata</i> <i>Polygordius lacteus</i> <i>Apherusa bispinosa</i> <i>Spirobranchus triqueter</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Branchiostoma lanceolatum</i> <i>Abludomelita obtusata</i> <i>Aonides paucibranchiata</i> <i>Megamphopus cornutus</i> <i>Syllis garciai</i> <i>Galathea intermedia</i> <i>Malmgreniella ljunmani</i> <i>Atylus vedlomensis</i> <i>Tryphosa nana</i> <i>Notomastus latericeus</i> <i>Glycymeris glycymeris</i> <i>Laonice bahusiensis</i> <i>Syllis variegata</i> <i>Phascolion (Phascolion) strombus strombus</i> <i>Eteone longa</i> <i>Polycirrus medusa</i> <i>Lumbrineris latreilli</i> <i>Othomaera othonis</i> <i>Trypanosyllis (Trypanosyllis) coeliaca</i> <i>Animocera docus semiserratus</i>
C	B6i B2e B5e B10i	TG_sca LD_dde MO_swi BI_dif SA_biol SI_vsml MC_50 EB_cut	201	<i>Tryphosa nana</i> <i>Apherusa bispinosa</i> <i>Polygordius lacteus</i> <i>Phtisica marina</i> <i>Amphipholis squamata</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Galathea intermedia</i> <i>Moerella pygmaea</i> <i>Spio decoratus</i> <i>Pisidia longicornis</i> <i>Malmgreniella ljunmani</i> <i>Spirobranchus triqueter</i> <i>Abludomelita obtusata</i> <i>Branchiostoma lanceolatum</i> <i>Poecilochaetus serpens</i> <i>Syllis garciai</i> <i>Megamphopus cornutus</i> <i>Othomaera othonis</i> Nemertea <i>Lanice conchilega</i> <i>Atylus vedlomensis</i> <i>Eulalia mustela</i> <i>Notomastus latericeus</i> <i>Laonice bahusiensis</i> <i>Eumida sanguinea</i> <i>Aonides paucibranchiata</i>

12.3.2 Analyse des espèces



Figure 85 : Analyse multiple en codage flou à partir de la matrice « espèce x trait ». Représentation des axes 1 et 2.

Les 15 premiers axes de l'analyse multiple en codage flou expliquent 66,7 de la variabilité des traits biologiques pour les espèces (Figure 85). L'analyse du dendrogramme permet une séparation en quatre groupes d'espèces (Figure 86) (PERMANOVA_{1,306}=23,8 ; $p < 0,001$). Le groupe 1 a été sous-divisé en 3 sous-groupes 1-1, 1-2, 1-3 (PERMANOVA_{1,306}=15,3 ; $p < 0,001$).

composant ce sous-groupe sont les décapodes *Liocarcinus marmoreus*, *Ebalia tuberosa/tumefacta*, *Anapagurus laevis* et l'étoile de mer *Asterias rubens*.

- Le groupe 2 correspond à une unique espèce d'amphipode *Abludomelita obtusata*. Les modalités de traits d'histoire de vie les plus marquantes sont que cette espèce est à développement direct à vie courte (< 2 ans) de petite taille (< 10 mm), à la fois nageuse et marcheuse préférant vivre sur un substrat contenant des détritiques (Tableau 50).
- Le groupe 3 est composé de 30 taxa, dont les taxa représentant 80 % de la contribution cumulées sont l'annélide *Polygordius lacteus* et les polychètes *Spirobranchus triqueter* et *Notomastus latericeus*. Les modalités biologiques pour ces 30 taxa correspondent à des taxa rampants et brouteurs ne provoquant pas de bioturbation ou alors en étant convoyeur dans le sédiment (Tableau 50).
- Le groupe 4 est composé de seulement 19 taxa principalement représenté en abondance par l'amphipode *Tryphosa nana*. Ces différents taxa ont pour modalités biologiques d'être convoyeur de surface en vivant attaché ou dans un tube possédant une carapace/test/coquille permettant de fournir un habitat en se déplacement peu (0-10 cm) (Tableau 50). Ces taxa sont également opportunistes de premier et second ordre (Tableau 50).

Tableau 50 : Résultat des modalités dominantes, du nombre de taxa et des taxa représentant 80 % de la contribution cumulée en ordre décroissant composant les groupes 1, 2, 3 et 4.

Groupe		Modalités dominantes	Nombre de taxa	Taxa
1	1-1	LS_Ing BI_sdep EG_III	184	<i>Pisidia longicornis</i> <i>Amphipholis squamata</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Branchiostoma lanceolatum</i> <i>Aonides paucibranchiata</i> <i>Galathea intermedia</i> <i>Megamphopus cornutus</i> <i>Syllis garciai</i> <i>Malmgreniella ljungmani</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Glycymeris glycymeris</i> <i>Laonice bahusiensis</i> <i>Syllis variegata</i> <i>Moerella pygmaea</i> <i>Phascolion (Phascolion) strombus</i> <i>strombus</i> <i>Eteone longa</i> <i>Lumbrineris latreilli</i> <i>Trypanosyllis (Trypanosyllis) coeliaca</i> <i>Nemertea</i> <i>Malmgreniella lunulata</i>
	1-2	EB_cut	59	<i>Apherusa bispinosa</i> <i>Atylus vedlomensis</i> <i>Othomaera othonis</i> <i>Animoceradocus semiserratus</i> <i>Phtisica marina</i> <i>Eurydice pulchra</i> <i>Janira maculosa</i>
	1-3	LP_epi FS_maf	14	<i>Liocarcinus marmoreus</i> <i>Ebalia tuberosa</i> <i>Asterias rubens</i> <i>Anapagurus laevis</i> <i>Ebalia tumefacta</i>
2	LD_dde LS_sht MO_swi MO_wlk SA_det SI_vsml	1	<i>Abludomelita obtusata</i>	
3	MO_crw BI_nob BI_doc TG_gra	30	<i>Polygordius lacteus</i> <i>Spirobranchus triqueter</i> <i>Notomastus latericeus</i>	
4	BI_upc ; MO_ses EB_car ; MC_10 ; EB_tub ; MS_Si EG_IV ; SA_biol EG_V ; SA_rock HA_att ; SD_herm HA_tdw ; TG_sca HP_yes ; TG_susp MS_CaCO	19	<i>Tryphosa nana</i>	

12.3.3 Les groupes fonctionnels : synthèse de l'analyse des stations et des espèces

Le groupe A est composé de stations appartenant aux graviers ensablés et aux sables graveleux. Ce groupe est principalement dominé en termes d'abondance par les taxa du groupe 1-1 (79,8 %) et par les taxa du groupe 1-2 à 12,6 % (Figure 87).

Le groupe B est composé de quatre stations appartenant aux sables moyens. Ce groupe est principalement composé en termes d'abondance par les taxa du groupe 1-1 (61,9 %), les taxa du groupe 3 (17,7 %) et des taxa du groupe 1-2 à 13,9 %. On peut relever une contribution des taxa du groupe 2 à hauteur de 3,6 % (Figure 87).

Le groupe C est composé d'un mélange de stations appartenant aux graviers ensablés, sables graveleux et sables moyens. Ce groupe est principalement dominé par les taxa du groupe 1-1 (45,7 %), les taxa du groupe 2-1 (22,2 %) et les taxa du groupe 3 (15,4 %). Ce groupe présente une particularité avec 14,6 % de taxa du groupe 4 qui sont opportunistes de premier et second ordre (Figure 87).

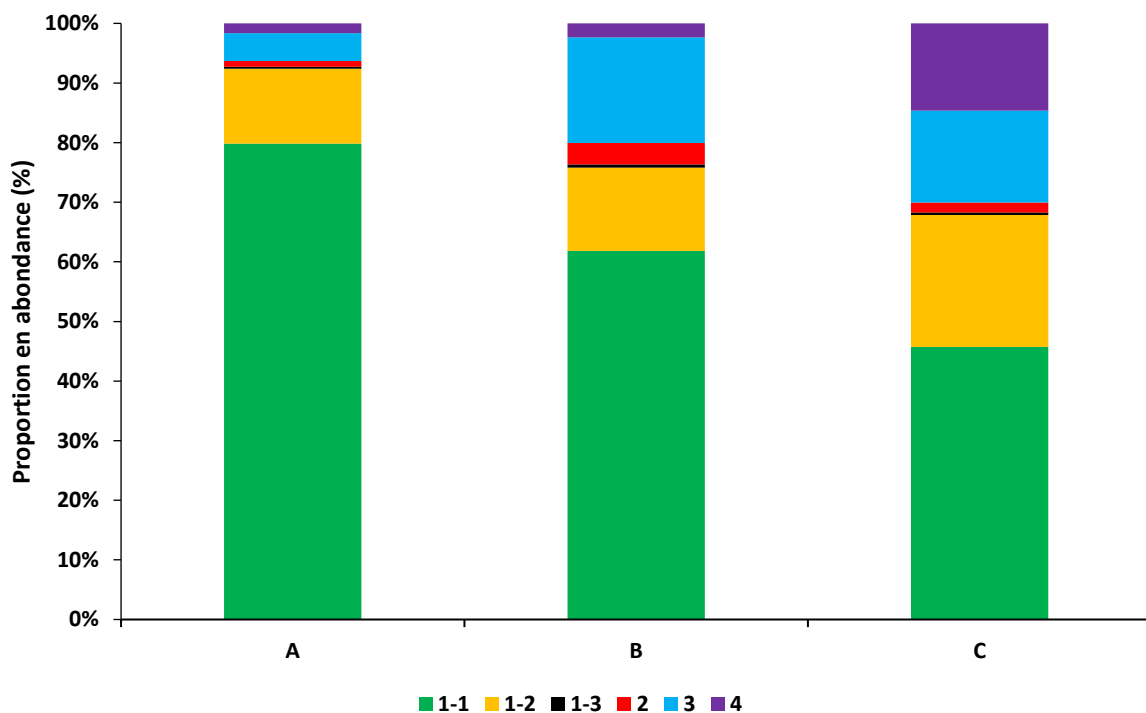


Figure 87 : Contribution relative des groupes d'espèces (1 ; 2-1 ; 2-2 ; 2-3 ; 3 ; 4) au sein de chaque groupe de stations (A, B, C).

Ainsi, les stations appartenant aux sédiments grossiers (graviers ensablés et sables graveleux) et aux sables moyens, du groupe A et B, respectivement, sont essentiellement composées de taxa à vie longue et tolérantes à la matière organique (groupe espèce 1-1), c'est-à-dire que les espèces composant ce groupe (17 stations) constituent la communauté de base des sédiments grossiers qui est observé en analyse biocénotique. Ces deux groupes de stations (A et B) sont également composés par des taxa holosuprabenthiques (groupe 1-2) tels que les amphipodes, les cumacés, les mysidacés et les crevettes décapodes possédant des activités natatoires entre le jour et la nuit.

Les groupes de stations B et C sont également composés de taxa correspondant aux polychètes rampant et de mollusques brouteurs (groupe espèce 3) qui ont une mobilité assez réduite.

Enfin, les stations du groupe C sont les seules à être composées par des taxa nécrophages et opportunistes (groupe espèce 4), révélant ainsi de potentiels déséquilibres au niveau de ces stations, favorisant les espèces possédant ces modalités biologiques.

L'analyse des traits biologiques pondérée en abondances montre la même séparation des stations benthiques du site de DLT que l'analyse taxonomique. Ainsi, les deux grands ensembles sédimentaires sont distingués : sédiments grossiers (graviers ensablés et sables graveleux) et sables moyens. Néanmoins, l'analyse des traits biologiques permet d'expliquer la distinction de certaines stations par rapport à ces deux ensembles. Cette approche sera intéressante à poursuivre lors du suivi du compartiment benthique durant la phase de construction et d'exploitation afin d'identifier les traits et les modalités biologiques qui évolueront (ou pas) dans la caractérisation de ces deux communautés benthiques.

13. Comparaison avec les données antérieures sur le site

Le nombre de stations a été défini par In Vivo au sein du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport selon le rapport d'environ une station pour 2 km². Ainsi, pour l'étude bio-sédimentaire un total de 35 stations furent investiguées sur la période de 2008 à 2010 (Figure 88) :

- 28 stations échantillonnées les 26 et 27 août 2008 ;
- 7 stations supplémentaires échantillonnées le 18 octobre 2010.

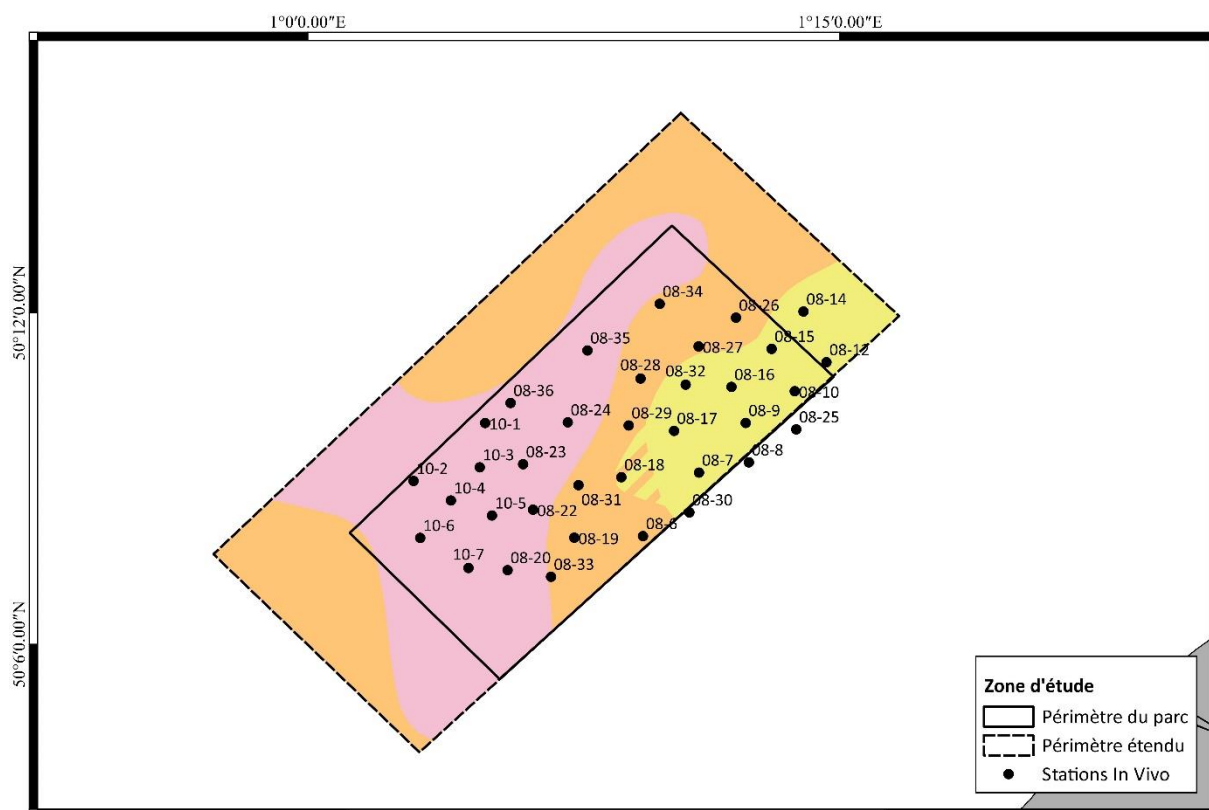


Figure 88 : Carte des stations de benthos de In Vivo repositionnées sur les graviers ensablés (rose), les sables graveleux (orange) et les sables moyens (jaune) obtenus dans mes analyses.

Sur ces 35 stations, 13 correspondent aux graviers ensablés, neuf aux sables graveleux et 13 aux sables moyens, pour les types sédimentaires issus de mon travail (Figure 88).

Ces prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une benne Day Grab permettant un échantillonnage de 1/10 m² de sédiment à chaque coup de benne. Pour chaque station échantillonnée, quatre prélèvements ont été effectués dont trois pour la détermination du macrobenthos et un pour les analyses granulométriques. Les échantillons pour l'étude du macrobenthos ont été tamisés sur un tamis de maille 1mm. Les organismes vivants ont ensuite été récupérés puis conservés dans l'alcool à 70° afin d'être identifiés sous loupe binoculaire. Toutefois, il n'est pas possible de déduire si entre le prélèvement biologique et son tri,

l'échantillon a été fixé au formol ou non. Mais au vu des photos de cuvettes du rapport de In Vivo, une partie du sédiment était noir, dû à une anoxie du sédiment. Il est possible que cette non fixation ou mauvaise fixation d'une partie de la macrofaune a eu une incidence sur la bonne caractérisation (richesse taxonomique et abondance sous-estimées) de la macrofaune présente au sein de la zone d'étude pour la période 2008-2010.

13.1 Richesse taxonomique et Abondance

Lors des prélèvements de In Vivo, le gradient Ouest-Est d'appauvrissement du nombre de taxa et de l'abondance des graviers sableux aux sables graveleux puis aux sables moyens est retrouvé (Figure 89). L'abondance maximale est de 1107 individus au m² dans les graviers ensablés.

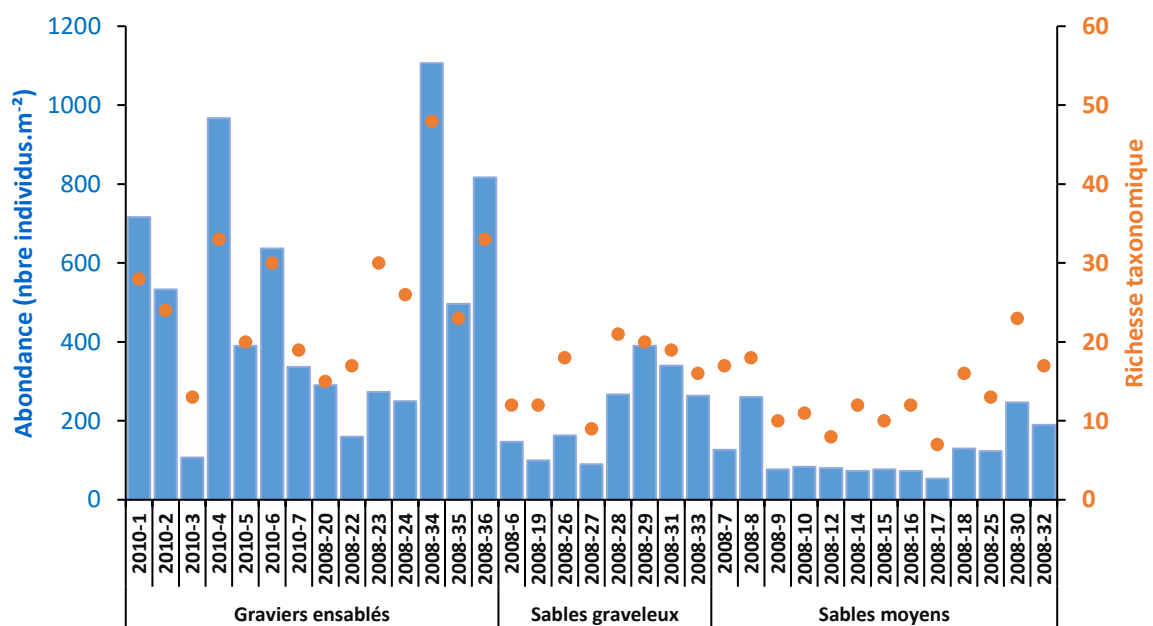


Figure 89 : Abondance (en bleu) et richesse taxonomique (en orange) par station (3 répliquats) lors de l'étude par In Vivo entre 2008 et 2010.

A partir des données In Vivo, une richesse taxonomique moyenne de 26 taxa avec une abondance moyenne de 506 individus par m² au niveau des graviers ensablés est observée (Tableau 54). Pour les sables graveleux, la richesse taxonomique moyenne est de 16 taxa pour 220 individus par m² (Tableau 54). Alors que pour les sables moyens, la richesse taxonomique moyenne est de 13 taxa pour une abondance moyenne de 123 individus par m² (Tableau 54).

13.2 Comparaison richesse taxonomique et abondance entre les données 2008-2010 et celles de 2014-2016.

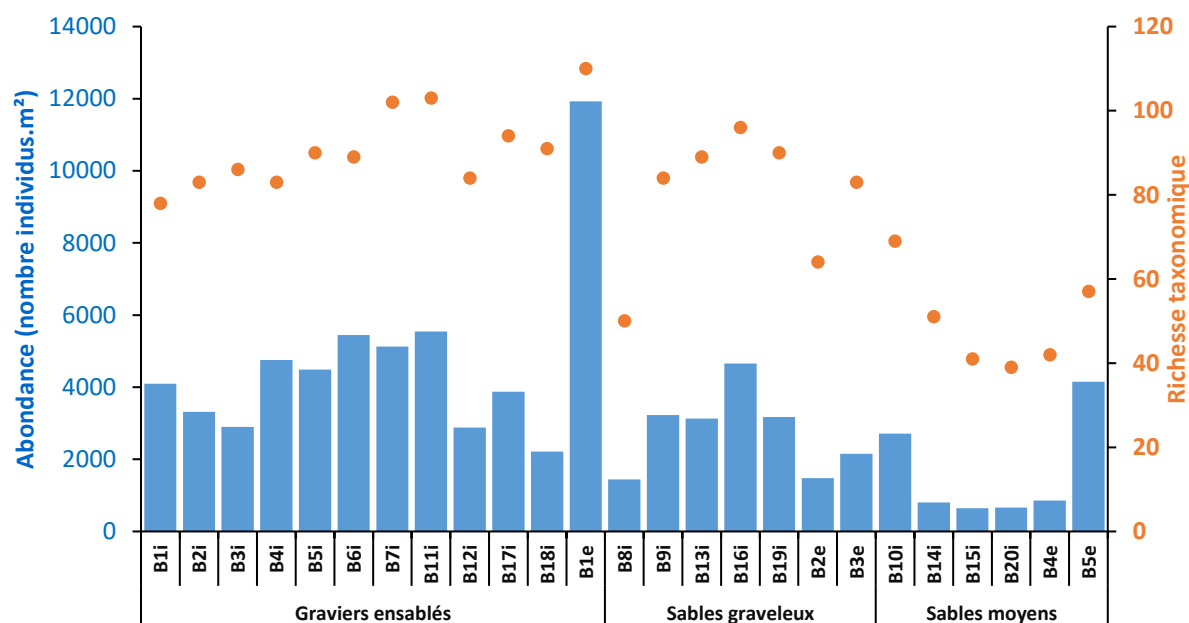


Figure 90 : Abondance (en bleu) et richesse taxonomique (en orange) par station (3 répliquats) lors des prélèvements pour les campagnes C1 et C3 (été) de ma thèse.

Si les données issues de In Vivo sont comparées à celles obtenues durant les prélèvements d'été lors de ma thèse (campagnes C1 et C3) en sélectionnant seulement les trois premiers répliquats, il apparaît que lors de mes prélèvements, les abondances par m² sont dix fois plus importantes que celles obtenues en 2008-2010 (Figure 90 ; Tableau 51). Cependant, le gradient d'appauvrissement Ouest-Est en terme de diversité et d'abondances est bien retrouvé dans les prélèvements historiques de la zone.

Tableau 51 : Comparaison des richesses taxonomique moyennes avec écart-type et des abondances moyenne avec écart-type par m² entre les données In Vivo et mon étude pour la même période de l'année (l'été).

		Graviers ensablés	Sables graveleux	Sables moyens
In Vivo	Richesses taxonomique	25,6 ± 9,1	15,8 ± 4,3	13,4 ± 4,5
	Abondances	505,7 ± 306,3	220 ± 111,6	122,6 ± 68,4
Mon étude (C1 et C3)	Richesses taxonomique	91,1 ± 9,6	79,4 ± 16,4	49,8 ± 11,6
	Abondances	4714,4 ± 2513,4	2751,4 ± 1145,2	1638,3 ± 1464,1

13.3 Assemblages faunistiques issus In Vivo

L'ensemble des données du benthos dénombrable acquises durant les campagnes In Vivo sont réunis en une même matrice pour la comparaison des données d'abondances après transformation par racine carré. Pour une similarité de 25, il ressort de l'analyse trois assemblages (Figure 91) :

- Assemblage a : les stations 2008-27, 2008-10, 2008-16, 2008-9, 2008-15, 2008-25, 2008-17, 2008-18, 2008-12, 2008-14 (Figure 91). Le positionnement de ces stations sur les cartes des types sédimentaires établit durant mon étude montre qu'elles correspondent aux sables moyens (Figure 92).
- Assemblage b : les stations 2008-19, 2008-20, 2008-33, 2008-6, 2008-30, 2008-8, 2008-22, 2008-28, 2008-32, 2008-7, 2008-26, 2008-29, 2008-31, 2010-2, 2010-3 ; 2010-5, 2010-7, 2010-6, 2010-1, 2010-4, 2008-23, 2008-24, 2008-35, 2008-34, 2008-36 (Figure 91). Lors du positionnement de ces stations sur la carte des types sédimentaires réalisée durant mon étude, il apparaît que ces stations sont localisées au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux et trois stations au niveau des sables moyens (Figure 92).

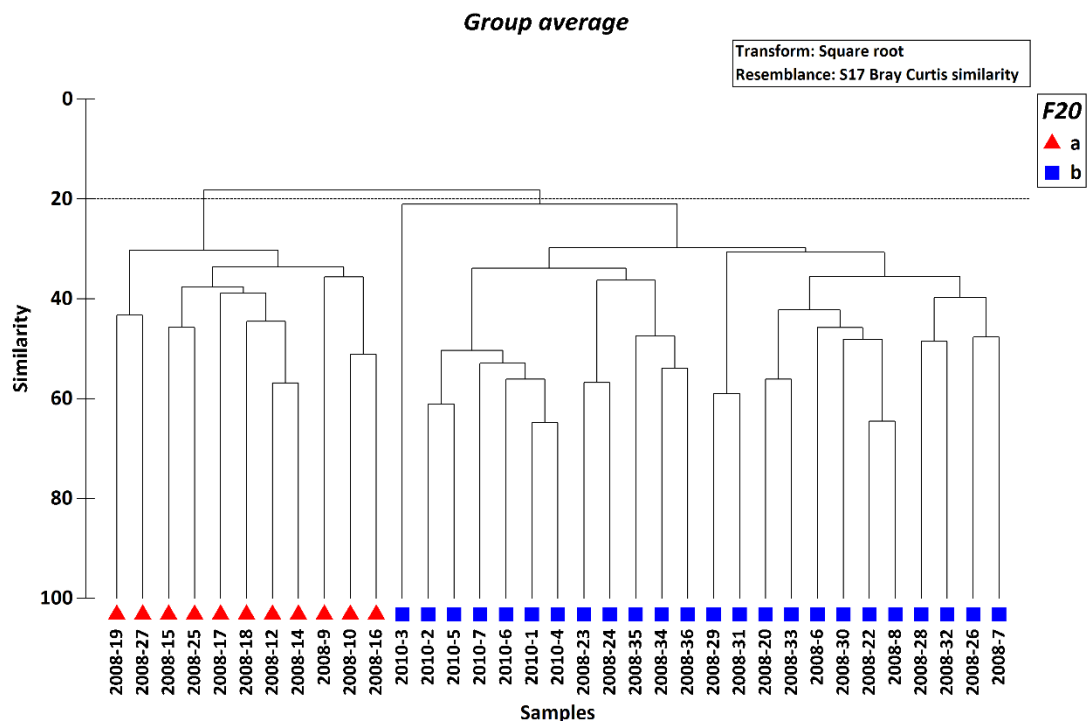


Figure 91 : Dendrogramme obtenu à partir des données d'abondance de In Vivo en transformation Square root selon la similarité de Bray-Curtis.

Avec les analyses multivariées pour les données issues de In Vivo, deux assemblages correspondant aux deux assemblages observés lors de nos prélèvements sont bien identifiés. Ainsi, les espèces caractéristiques de ces deux assemblages étaient déjà présentes en 2008-2010 et étaient déjà dominantes même si leurs abondances semblaient moindres (Tableau 52).

Tableau 52 : Ordre décroissant (du haut vers le bas) des sept espèces contribuant le plus aux deux assemblages des données IN VIVO par l'analyse SIMPER pour les données d'abondance (Cc : Contributions cumulées).

Assemblage a (sables moyens)		Assemblage b (sédiments grossiers)	
Espèces	Cc(%)	Espèces	Cc (%)
<i>Nephtys cirrosa</i>	43,0	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	17,5
<i>Ophiura albida</i>	58,7	<i>Glycymeris glycymeris</i>	32,5
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	65,9	<i>Amphiura chiajei</i>	44,1
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	73,0	<i>Syllis spp.</i>	54,6
<i>Glycymeris glycymeris</i>	78,3	<i>Echinocyamus pusillus</i>	62,5
<i>Spisula elliptica</i>	81,8	<i>Ophiura albida</i>	68,1
Nemertea	84,4	<i>Polititapes rhomboïdes</i>	71,2

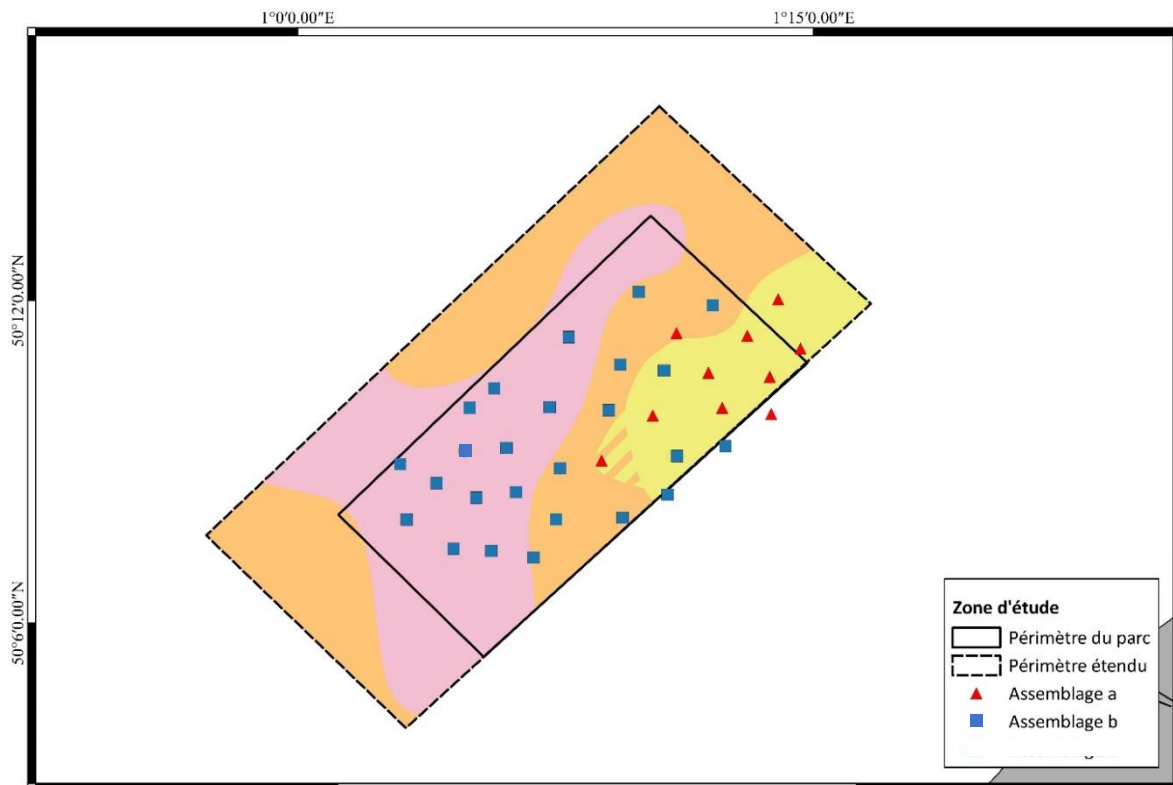


Figure 92 : Carte des assemblages benthiques sur les différents types sédimentaires, d'après les données d'abondance de In Vivo.

13.4 Comparaison assemblage faunistique In Vivo avec mon étude

Lors de l'établissement du protocole d'échantillonnage de la thèse, il a été convenu de conserver un maximum de stations historiques qui avaient été échantillonnées et étudiées en 2008 et 2010 par In Vivo. Ainsi, sur les 25 stations benthiques de la thèse, 17 sont communes à celles de In Vivo (Figure 93). Huit stations benthiques de la thèse sont nouvelles et 18 de In Vivo n'ont pas été conservées dans la stratégie d'échantillonnage (Figure 93).

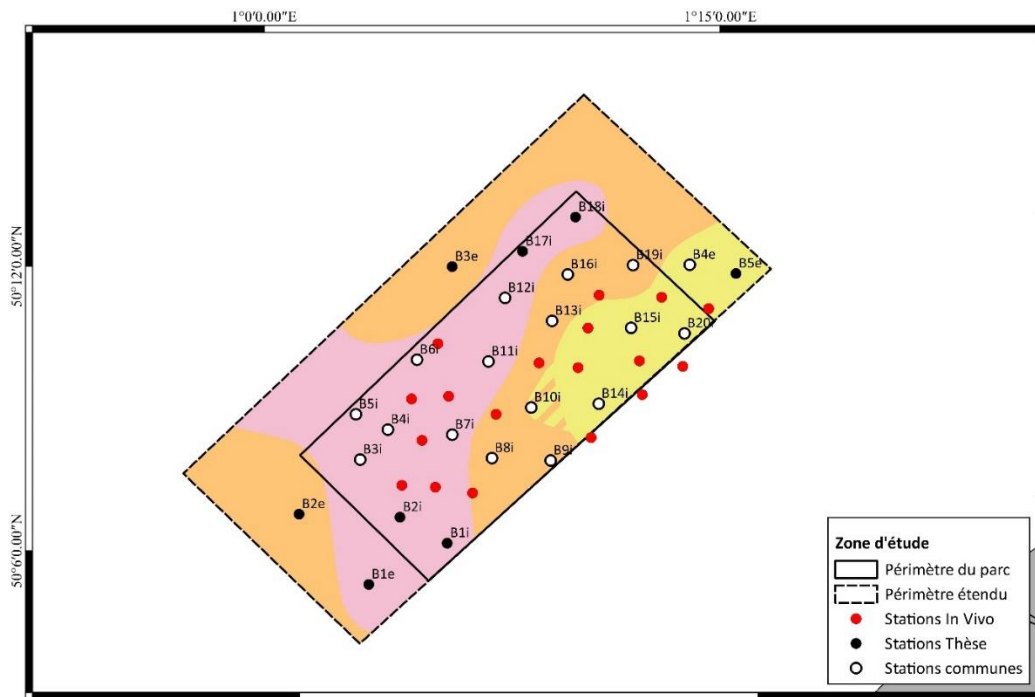


Figure 93 : Carte des stations de benthos communes entre In Vivo et mon étude (en blanc), les stations uniquement de mon étude (en noir) et les stations uniquement de In Vivo (en rouge) au niveau des graviers ensablés (rose), sables graveleux (orange) et des sables moyens (jaune) obtenus durant mon étude.

Le choix de la conservation de stations historiques, permet de comparer les études entre elles, en effet, le benthos au niveau d'une même station ne devrait pas fortement évoluer dans le temps dans une zone où se trouvent de faibles activités humaines.

13.4.1 Transformation en Présence/Absence et Transformation en Log(abondance+1)

Une comparaison pour une même saison avec un nombre de répliquat similaire entre les données In Vivo et ceux de la thèse a été réalisé. Deux assemblages sont obtenus pour une similarité de 19 avec les données d'abondances. Pour les données en présence/absence (Figure 94), deux assemblages sont également obtenus :

- Assemblage a : les stations issues de la thèse.
- Assemblage b : les stations de l'étude de In Vivo

L'assemblage a correspondant aux stations de ma thèse est composé de deux sous-assemblages correspondant aux stations des sables moyens et aux stations des sédiments grossiers (graviers ensablés et sables graveleux) (Figure 94). L'assemblage b est également constitué de deux sous-assemblages correspondant également aux stations des sables moyens et aux stations des sédiments grossiers (Figure 94). Lors de cette comparaison, les stations des deux études appartenant à un même ensemble sédimentaire ne ressortent donc pas ensemble mais seulement étude par étude, ce qui montre un effet « identification ».

La comparaison des espèces contribuant le plus aux deux assemblages (thèse et In Vivo) montre que l'assemblage d'In Vivo est principalement représenté par des espèces de grande taille : *Branchiostoma lanceolatum*, *Glycymeris glycymeris*, *Ophiura albida*, *Nephtys cirrosa* (Tableau 53), alors que l'assemblage de la thèse est représenté par des espèces de petites ou moyennes tailles (Tableau 53).

Tableau 53 : Ordre décroissant (du haut vers le bas) des sept espèces contribuant le plus à la comparaison des données In Vivo/C1-C3 obtenus par l'analyse SIMPER (Cc : Contributions cumulées).

Ensemble a (Thèse)		Ensemble b (In Vivo)	
Espèces	Cc(%)	Espèces	Cc (%)
<i>Apherusa bispinosa</i>	3,9	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	15,7
<i>Polygordius lacteus</i>	7,3	<i>Glycymeris glycymeris</i>	29,7
<i>Glycera lapidum</i>	10,5	<i>Ophiura albida</i>	39,1
<i>Pisidia longicornis</i>	13,3	<i>Nephtys cirrosa</i>	47,8
<i>Amphipholis squamata</i>	16,0	Syllidae	55,6
Syllidae	18,7	<i>Amphiura chiajei</i>	62,3
<i>Eurydice pulchra</i>	21,3	<i>Echinocyamus pusillus</i>	67,5

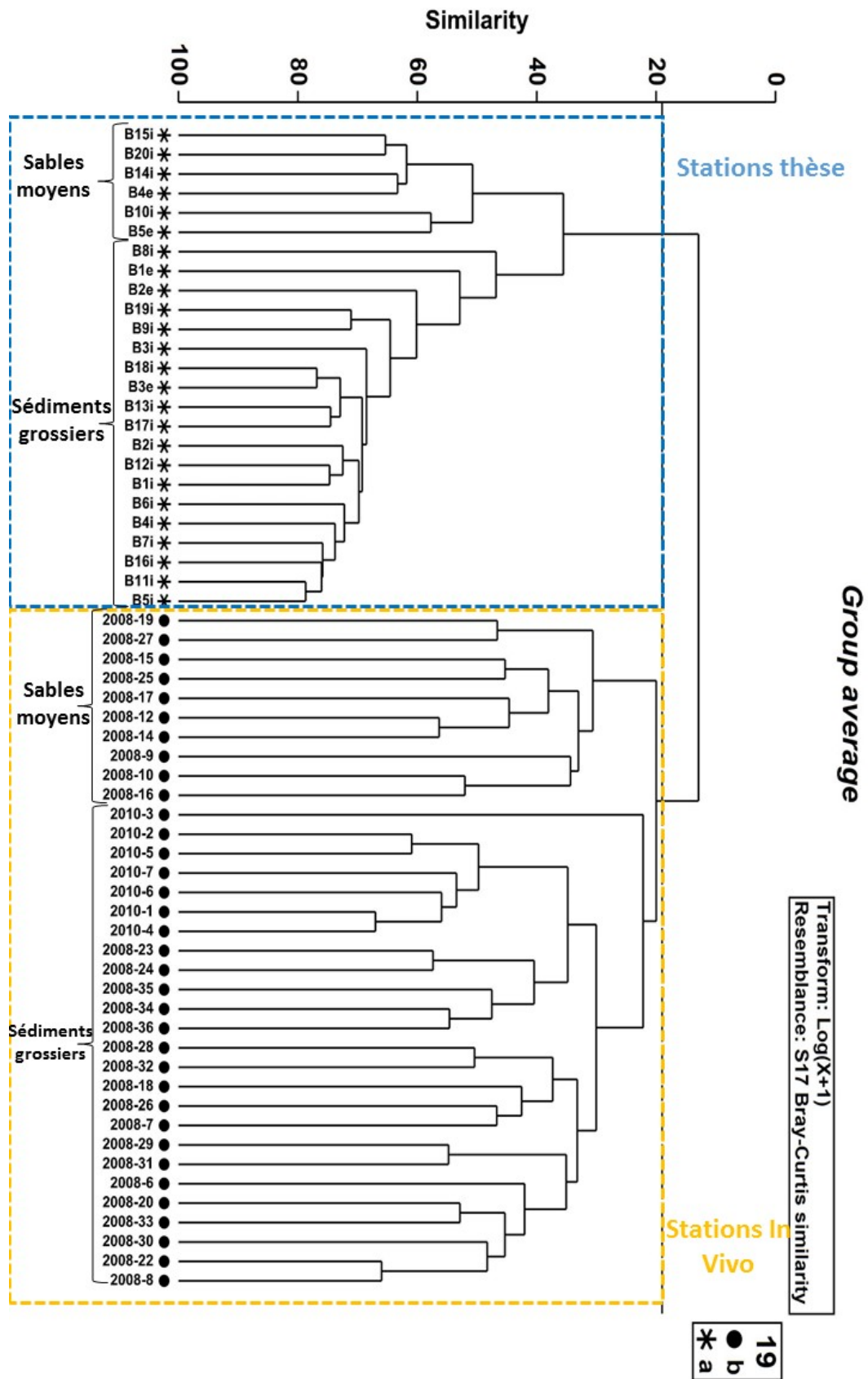


Figure 94 : Dendrogramme de comparaison entre les données d'abondance de In Vivo et mon étude en transformation $\text{Log}(x+1)$ selon la similarité de Bray-Curtis.

Lors de la comparaison des deux fichiers de données, il en ressort que les deux sources de données constituent chacune un propre ensemble. Cette analyse met en avant le biais entre les deux séries d'observation (bureau d'étude et laboratoire scientifique) sans qu'il soit possible d'en identifier l'origine : défaut dans la fixation de la faune ; rigueur dans le tri et l'identification de la faune. En effet, il est peu probable que les variations pluriannuelles de l'ensemble de la faune de la zone présentent un facteur d'enrichissement x10 de l'abondance en moins d'une décennie. Les valeurs mesurées pendant mon étude semblent mieux refléter la situation de la macrofaune du site que celles mesurées lors de l'étude In Vivo.

En conclusion, l'étude des graviers ensablés et sables graveleux nécessite une forte expertise scientifique lors de la détermination ainsi qu'un flaconnage important afin de récupérer le refus de tamis qui peut correspondre à un maximum de 20 L par coup de benne. De plus, la quantité de formol additionné à l'échantillon doit être conséquent afin d'éviter tout risque de « pourrissement ». Cette importante quantité d'agent fixateur nécessite à terre d'être traité dans des locaux adaptés afin d'éviter tout risque de danger pour les personnes manipulant ce produit. Les importantes quantités de sédiment prélevés afin d'en extraire la faune présente donc un temps de tri très important, demandant d'important moyens humains qui ont été mobilisés pendant mon étude.

14. Discussion

La plupart des études sur l'effet d'une activité humaine sur les capacités de résistance, de récupération et de résilience des communautés benthiques sont réalisées par des suivis « post travaux d'aménagements » comparant l'évolution des communautés benthiques de la zone à celle de contrôle à l'extérieur du site pour des types sédimentaires similaires avant aménagements ou à un état de référence bio-sédimentaire réalisé lors de campagnes avant aménagements (Foden *et al.*, 2009). Ainsi, lors d'études d'activités humaines sur les communautés benthiques, il est très rare d'avoir des informations sur la variabilité saisonnière et annuelle de ces compartiments avant impact. L'analyse des impacts ou des modifications de la structure et du fonctionnement des communautés benthiques nécessitent une bonne caractérisation des connaissances avant toute activité afin de détecter l'impact des activités humaines dans un environnement naturellement variable. Ce manque d'informations pré-activité humaine introduit des incertitudes dans l'évaluation de l'évolution vers la récupération des communautés (Barrio-Froján *et al.*, 2008 ; Boyd *et al.*, 2004). La connaissance des variations naturelles avant travaux (Before) permet l'application de manière optimale de l'approche BACI : Before After Control Impact (Avant Après Contrôle Impact) (Stewart-Oaten *et al.*, 1986 ; Underwood, 1992, 1994).

L'effort d'échantillonnage temporel au niveau des trois types sédimentaires a permis la caractérisation de la communauté des sédiments grossiers et celle des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. Ces communautés présentant une grande variabilité saisonnière en terme d'abondances. Ces fluctuations temporelles ont été décrites précédemment en Manche (Dauvin, 1992, 1993 ; Fromentin *et al.*, 1997) et en mer du Nord (Armonies, 2000) essentiellement au niveau des communautés benthiques, considérées comme un bon intégrateur des changements environnementaux en raison du mode de vie sédentaire et la longévité importante de la macrofaune (Dauvin, 1993).

De manière générale, les activités humaines sont localisées au niveau d'un même type sédimentaire. En revanche, le site de DLT a la particularité d'être positionné au niveau de trois grands types sédimentaires : graviers ensablés, sables graveleux et sables moyens. Ces types sédimentaires sont caractéristiques de la Manche orientale avec des proportions similaires. Ainsi, le site de DLT, en terme de surface sédimentaire, peut être assimilé à une représentation de la Manche orientale à plus petite échelle. Sur le site de DLT, deux assemblages benthiques

occupent les trois types sédimentaires. Un assemblage correspondant aux sédiments grossiers (graviers ensablés et sables graveleux) et un assemblage correspondant aux sables moyens. Ces deux assemblages correspondent à des communautés déjà identifiées en Manche orientale (Foveau, 2009 ; Garcia, 2010).

La catégorisation du benthos a révélé que la catégorie benthique la plus diversifiée est l'endofaune, puis l'épifaune vagile/holosuprabenthos et enfin l'épifaune vagile. Alors qu'en terme d'abondances, il n'y a pas de différenciation selon la position de vie. En revanche, la biomasse est principalement représentée par l'endofaune. Ainsi, les espèces les plus difficiles à consommer par les poissons démersaux appartenant à l'endofaune ne sont pas les plus abondantes, mais sont celles qui représentent la majorité de la biomasse du compartiment benthique exclusivement dominé par les bivalves. Ces bivalves, au niveau des sédiments grossiers sont l'amande de mer *Glycymeris glycymeris* et la palourde rose *Polititapes rhomboides*.

L'étude des réseaux trophiques nécessite l'acquisition de nombreuses données pour décrire en détail les différents compartiments de l'écosystème. Pendant ma thèse plusieurs compartiments ont pu être échantillonnés à partir de différents engins. Par exemple, les organismes holosuprabenthiques ont été comptés à partir de prélèvements effectués avec le traîneau suprabenthique, mais leurs abondances et biomasses ont également été mesurées à partir des prélèvements benthiques effectués avec la benne Van Veen. De plus, la mégafaune benthique a été échantillonnée avec le chalut à perche et également avec la benne Van Veen. Enfin, le zooplancton a été échantillonné avec le filet WP2 de 200 µm mais du plancton démersal a également été échantillonné avec le traîneau suprabenthique. Lors de cette approche écosystémique, de l'ensemble des compartiments, des techniques d'échantillonnage se croisent au niveau de certains compartiments. Cependant, lors de la comparaison des biomasses des espèces benthiques communes entre le chalut à perche et la benne Van Veen, un engin a montré une meilleure estimation : la benne Van Veen. De même pour l'holosuprabenthos, la benne Van Veen a permis une bonne mesure de la biomasse de ces organismes au niveau benthique, puisqu'ils ne migrent pas tous dans la couche d'eau adjacente au fond et ne sont pas tous échantillonnés avec le traîneau suprabenthique. Ainsi, nous avons fait le choix, de prendre les données acquises avec la benne Van Veen. La comparaison des données acquises durant ma thèse avec celles acquises antérieurement sur

la même zone d'étude a permis de mettre en évidence le facteur échantillonnage (engin, tamisage, fixation, tri et identification des organismes) entre ma thèse et le bureau d'étude In Vivo.

14.1 Les sédiments « grossiers »

Le benthos est un compartiment qui est régulièrement étudié, en Manche. Cependant, toutes ces études ne sont pas disponibles, en raison de leurs confidentialités liées aux études d'impacts de différentes activités humaines (extraction et dépôts de sédiments, aménagements du littoral...) et restent la propriété des industriels. De plus, les études du benthos sur des refus de tamis de 1 mm restent encore rares sur les sédiments grossiers. Ainsi, notre comparaison s'établira sur les données disponibles à partir de la bibliographie scientifique (thèses et articles) pour 12 sites en Manche et neuf autres sites dans l'océan mondial (Figure 95).

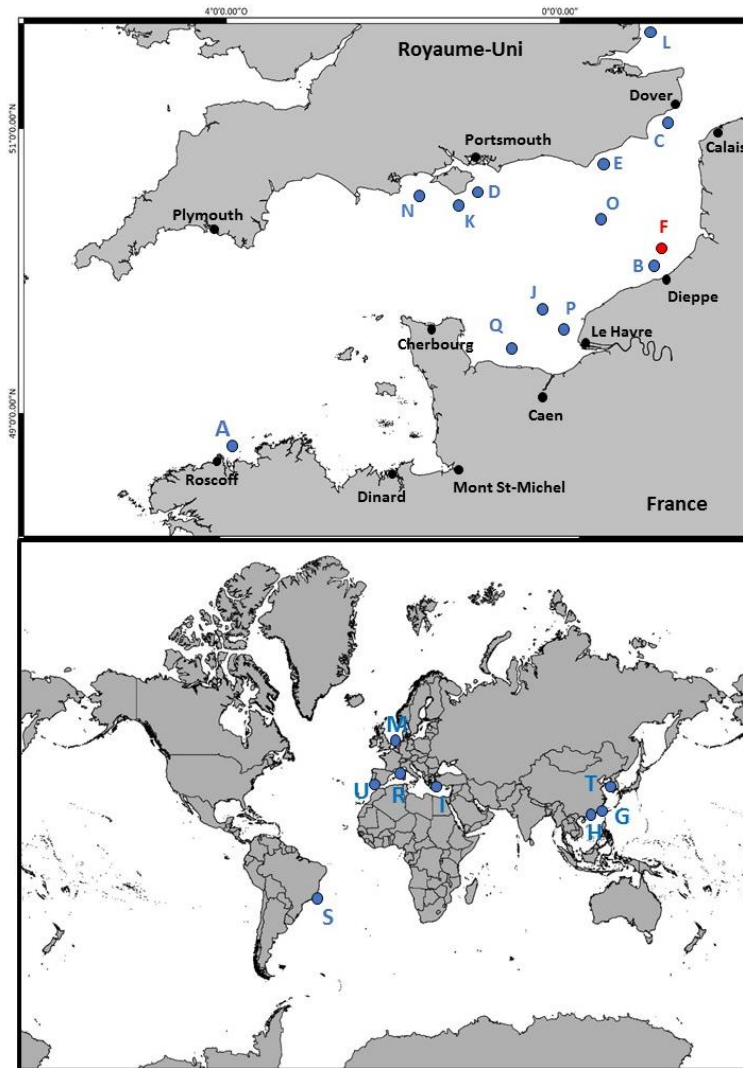


Figure 95 : Carte de localisation des sites de sédiments grossiers en Manche et dans le monde (A : Morlaix ; B : Dieppe ; C : Folkestone ; D : île de Wight ; E : Hastings ; F : Dieppe-Le Tréport ; G : Tai Long Wan ; H : Pak Lap Wan ; I : baie de Thermaikos ; J : baie de Seine ; K : St Catherine ; L : Orford Ness ; M : Lowestoft ; N : Manche occidentale ; O : Ouest Bassurelle ; P : PER Granulats du Havre ; Q : Courseulles-sur-mer).

Avec une surface d'échantillonnage comprise entre 14 et 32,5 m², la comparaison de la répartition du nombre de taxa par groupe zoologique est possible entre trois sites (F, J et A) ; en effet, avec seulement 2,5 m² de surface totale échantillonnée le site (P) en baie de Seine ne peut être comparé avec des surfaces d'échantillonnage plus élevées (Tableau 54). De plus, pour ces trois sites en Manche les périodes échantillonnées comprennent la période estivale, où la richesse taxonomique est maximale. Au niveau de la Manche, les richesses taxonomiques des communautés benthiques des sédiments grossiers sont essentiellement dominées par les annélides polychètes puis par les crustacés, les mollusques et les échinodermes (Tableau 54). Au niveau de l'ensemble, les richesses taxonomiques des graviers ensablés et des sables graveleux du futur parc éolien du Tréport sont du même ordre de

grandeur que ce qui est connu ailleurs en Manche avec une biodiversité légèrement plus élevée. En Manche, un gradient d'appauvrissement de la biodiversité de la Manche occidentale à la Manche orientale est bien connu (Holme, 1961, 1966 ; Cabioch *et al.*, 1977). Cependant, ces études historiques étaient basées sur un tamisage sur 2 mm privilégiant la récolte des espèces de grande taille. En prenant des données comparables pour des échantillons tamisés sur 1 mm, il apparaît que la Manche orientale possède une biodiversité plus importante que pour la Manche occidentale en baie de Morlaix et en baie de Seine. A l'échelle de l'Atlantique Nord-Est, la Manche se situe à un carrefour biogéographique entre la région boréale caractérisée par un climat tempéré froid au nord et à l'est et la région lusitanienne caractérisé par un climat tempéré chaud au sud. Ainsi, des limites d'aire de distribution des invertébrés macrobenthiques sont observées en Manche en réponse aux gradients d'amplitude thermique plus élevées à l'est qu'à l'ouest (Holme, 1961, 1966 ; Cabioch *et al.*, 1977). Depuis le milieu des années 1980, des mesures satellitaires et des relevés réguliers au niveau de stations de suivi à long-terme, ont montré une hausse de la température en Manche d'environ 0,6 à 1,3°C (Gaudin, 2017). Gaudin (2017) en comparant des données acquises sur 4500 stations durant les années 1960-70 à des données acquises en 2012 et 2014 sur 252 stations avec les mêmes techniques d'échantillonnage (drague Rallier du Baty et tamisage sur 2 mm), montre peu de changements de distribution en quelques décennies. Seules quelques espèces de bivalves (*Gouldia minima*, *Palliolum tigrinum*, *Arcopagia crassa* et *Moerella donacina*), montrent une progression vers l'est en moyenne de 23 km entre les deux périodes.

Tableau 54 : Répartition du nombre d'espèces par groupe zoologique rencontrés sur les graviers ensablés (sG) et les sables graveleux (gS) dans la Manche pour des sites échantillonnés à la benne et tamisés sur 1 mm (F : Dieppe-Le Tréport ; J : baie de Seine ; PER Granulats du Havre ; A : Morlaix).

	Manche orientale		Baie de Seine		Manche occidentale
	(F)		(J)	(P)	(A)
	sG	gS	sG		Sables à <i>Amphioxus</i>
Coelenterata	1	1	1	4	1
Platyhelmintha	4	3	1	3	-
Nemertina	1	1	2	-	-
Polychaeta	112	92	90	46	87
Sipuncula	3	2	2	3	1
Mollusca	54	43	42	26	29
Crustacea	54	66	48	27	52
Phoronida	-	-	-	1	-
Echinodermata	14	13	10	7	7
<i>Amphioxus</i>	1	1	1	-	1
Pycnogonida	1	1	1	-	2
Total	245	223	198	117	181
Mois	Septembre/Octobre – Février/Mars		Juin/Août	Février	Tous les trimestres
Année	2014 - 2016		2007	2012	1977 - 1980
Surface totale (m ²)	14	24	19	2,5	32,5
Profondeur (m)	12 - 25		38 - 50	16 - 22	17
Références	Cette étude		BEMACE, 2007	Pezy <i>et al</i> , 2013	Dauvin, 1988a

Une comparaison avec des données recueillies ailleurs dans le monde pour le même type sédimentaire a été réalisée (Tableau 55). Cependant, il est difficile dans la bibliographie d'obtenir la totalité des informations (mois d'échantillonnage, superficie d'échantillonnage, profondeur...) car elles ne sont pas précisées ou leur accès est confidentiel (Tableaux 54 , 55). Sur les autres sites en dehors de la Manche, la répartition du nombre d'espèces par groupes zoologiques au niveau des sédiments grossiers est similaire à ceux observés en Manche (Tableaux 54 , 55). Mais en Manche, notamment sur le site de DLT, la diversité totale sur les graviers ensablés et les sables graveleux sont plus importantes comparée aux sites en dehors de la Manche (Hong Kong, Xiamen, Mer Noire et baie de Thermaikos) (Tableaux 54 , 55).

Tableau 55 : Répartition du nombre d'espèces par groupes zoologique rencontré sur les sédiments grossiers dans des sables à Amphioxus en dehors de la Manche pour des sites échantillonnés à la benne et tamisés sur 1 mm (G : Tai Long Wan ; H : Pak Lap Wan ; I : baie de Thermaikos) (nd : non disponible).

	Hong Kong (Chine)		Xiamen, Chine			Mer Noire	Méditerranée
	Tai Long Wan (G)	Pak Lap Wan (H)	Liu Wu Dian	Taiwan Strait	Huang Cuo	Baie de Varna	Baie de Thermaikos (I)
Coelenterata	1	1	-	-	4	-	1
Platyhelmintha	1	1	-	-	-	-	-
Nemertina	2	-	-	-	1	-	-
Polychaeta	38	43	14	56	16	28	40
Sipuncula	1	1	-	-	1	-	1
Echiura	1	-	-	-	-	-	-
Mollusca	11	9	22	29	16	15	74
Crustacea	21	22	11	19	12	16	22
Phoronida	1	-	-	-	-	-	-
Echinodermata	4	5	-	25	5	-	3
Branchiostoma	3	3	1	1	1	1	1
Total	84	87	48	130	56	60	142
Mois	Tous les mois		nd	nd	nd	nd	Août - Janvier
Année	2011		nd	nd	nd	nd	2001 – 2003
Surface totale (m ²)	6		nd	nd	nd	nd	1,44
Profondeur (m)	13		15 - 20	nd	nd	40	3 - 10
Références	Chen <i>et al.</i> , 2013		Chin, 1941	Jiang <i>et al.</i> , 1984	Zeng <i>et al.</i> , 1996	Konsulova, 1992	Antoniadou <i>et al.</i> , 2004

Les valeurs d'abondance des sédiments grossiers varient de 192 individus par m² au minimum à un maximum de 4745 individus par m². C'est au niveau de la Manche occidentale (Morlaix « A ») que l'abondance est la plus faible avec 192 individus par m² par rapport aux autres sites présents en Manche et dans le monde (Tableau 56). Avec des abondances de 2989 et 1605 individus par m² pour les deux types sédimentaires grossiers présents à Dieppe-Le Tréport, les abondances sont du même ordre de grandeur que celles observées au niveau du bassin oriental de la Manche pour des types sédimentaires similaires (Tableau 56). Ainsi, les abondances de la macrofaune dans le périmètre du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport ne révèlent pas de particularités pour le même type de sédiment et de communautés benthiques.

Pour l'estimation des biomasses de nombreux protocoles sont utilisés (temps de séchage et de crémation...), mais elles sont le plus souvent exprimées en grammes de Poids Sec Libres de Cendres (PSLC). La valeur de ces biomasses est très variable, allant de 6 à 100 g PSCL par m² (Tableau 56). Les biomasses de ma zone d'étude présentent des valeurs deux fois plus fortes

que celles déjà connues en Manche. Ces fortes valeurs de biomasses pour les sédiments sont essentiellement dues à la forte présence de palourde rose et d'amande de mer dans cette zone. Ainsi, au niveau du bassin oriental de la Manche, le site de Dieppe-Le Tréport a la particularité d'avoir des biomasses importantes, qui sont deux fois plus importantes que celles présentes au niveau de la baie de Seine (Tableau 56). La baie de Seine étant directement sous influence de la Seine avec des apports importants en sels nutritifs et de matière organique est connue pour posséder d'importantes biomasses de macrofaune benthique. C'est d'ailleurs au niveau de la baie de Seine que se trouve d'importantes populations d'*Ophiothrix fragilis* (> 5000 individus par m²), espèce suspensivore qui profite des apports de la Seine et de la forte production primaire induite par les apports de sels nutritifs pour se développer (Lozach *et al.*, 2011).

Tableau 56 : Récapitulatif des abondances et biomasses par m² tamisées sur 1 mm pour les sédiments grossiers en Manche et dans le monde (sG : graviers ensablés, gS : sables graveleux ; S : sable ; PS : Poids Sec ; PSLC : Poids Sec Libres de Cendres ; nd : non disponible).

Site	Mois	Année	Surface totale (m ²)	Profondeur (m)	Sédiments	Richesse taxonomique	Abondance (m ²)	Biomasse (m ²)	Références
(A) Morlaix	Tous les mois	1977 - 1980	32,5	17	Sables grossiers	181	192	15,4 PS	Dauvin, 1988a
(B) Dieppe	nd	1996 - 1997	0,9	15	sG	50	1940	8 PSLC	Desprez, 2000
	nd	1996 -2001	0,8	15	sG	50	2394	12 PSLC	Desprez <i>et al.</i> , 2010
(C) Folkestone	nd	nd	nd	nd	S + dépôts grossiers	-	3051	11 PSLC	Newell <i>et al.</i> , 2001
(D) Ile de Wight	Mars et Septembre	1999	26,2	> 10	Sédiments grossiers	316	998	10,5 PSLC	Newell <i>et al.</i> , 2004
(E) Hastings	nd	nd	nd	nd	sG	-	2000	6 PSLC	Cooper <i>et al.</i> , 2007
(F) Dieppe - Le Tréport	Septembre/Octobre –	2014-2016	14	12 - 25	sG	277	2989	100 PSLC	Cette étude
	Février/Mars		24		gS	224	1605	96 PSLC	
(G) Tai Long Wan	Tous les mois	2011	6	13	Sables à <i>Amphioxus</i>	84	899	-	Chen <i>et al.</i> , 2013
(H) Pak Lap Wan						87	767	-	
(I) Baie de Thermaikos	Août - Janvier	2001 - 2003	1,44	3 - 10	Sables à <i>Amphioxus</i>	142	3310	-	Antoniadou <i>et al.</i> , 2004
(J) Baie de Seine	Juin - Août	2007	19	38 - 50	sG	198	1309	19 PSLC	BEMACE, 2007
(K) St Catherine	nd	nd	nd	nd	sG & gS	-	4590	27,9 PSLC	MESL, 1996a
(L) Orford Ness	nd	nd	nd	nd	sG & gS	-	4745	15,9 PSLC	MESL, 1997b
(M) Lowestoft	nd	nd	nd	nd	sG & gS	-	670	7,45 PSLC	MESL, 1997a
(N) Manche occidentale	nd	nd	nd	nd	sG & gS	-	390	7,3 PSLC	MESL, 1999a
(O) Ouest Bassurelle	nd	nd	nd	nd	sG & gS	-	932	12,0 PSLC	MESL, 1999b
(P) PER Granulats du	Février	2012	2,5	16 - 22	sG	117	777	44,7 PSLC	Pezy <i>et al.</i> , 2013
(Q) Courseulles sur mer	Juin	2009	8,1	22 - 28	sG	147	377	45 PSLC	In Vivo, Février 2013

En s'intéressant à un genre de céphalocordé caractéristique des sédiments grossiers : les amphioxus *Branchiostoma* spp., les abondances présentes au sein du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport comprises entre 39 et 121 individus par m², sur les sables graveleux et les graviers ensablés, sont extrêmement élevées par rapport aux autres densités relevées en Manche (Tableau 60). En effet, en Manche pour des types sédimentaires similaires, les abondances sont comprises entre 1,5 et 2 individus par m² avec une abondance maximale de 8 individus par m² en baie de Seine (Tableau 57). Une des particularités du site de Dieppe-Le Tréport à l'échelle de la Manche est ainsi d'avoir une population de *Branchiostoma lanceolatum* pouvant atteindre 452 individus par m² (Tableau 57) alors que cette espèce était considérée comme discrète en Manche orientale. Si les abondances du site de Dieppe-Le Tréport sont comparées à d'autres sites dans le monde, les abondances observées dans mon étude sont néanmoins du même ordre de grandeurs que les plus fortes valeurs observées en dehors de la Manche (Tableau 57).

Tableau 57 : Abondances par m² des céphalocordés appartenant au genre *Branchiostoma* dans les sédiments grossiers dans le monde (sG : graviers ensablés, gS : sables graveleux ; lettre devant les sites pour localisation sur la figure 94).

Site	Sédiments	Espèces	Abondance (1m ²)		Références
			Moyenne	Min – Max	
(A) Morlaix	Sables grossiers	<i>B. lanceolatum</i>	2		Dauvin, 1988a
(F) Dieppe – Le Tréport	sG		121	4-452,5	Cette étude
	gS		39	12,5-61	
(J) Baie de Seine	sG		1,5	2-8	BEMACE, 2007
(R) Racou beach	sG		221,5	48-869	Desdevises <i>et al.</i> , 2011
(U) Ancao	Sables grossiers		86	18-440	Dolbeth <i>et al.</i> , 2006
(G) Tai Long Wan	Sables à <i>Amphioxus</i>	<i>B. belcheri</i> ; <i>B. malayanum</i> ;	160	-	Chen <i>et al.</i> , 2013
(H) Pak Lap Wan		<i>B. japonicum</i>	384	-	
(S) Guanabara	Sables grossiers	<i>B. caribaeum</i>	12,5	Max : 380	da Silva <i>et al.</i> , 2008
(T) Luan River	gS	<i>B. belcheri tsingtaneuse</i>	53	40-70	Hao <i>et al.</i> , 2014

14.2 Les sédiments « fins - moyens »

Les sables moyens en Manche correspondent à des types sédimentaires qui sont plus ou moins côtiers. C'est le type sédimentaire où les données après tamisage sur 1 mm sont les plus nombreuses mais les études sont pour la plupart du temps acquises dans le cadre d'études financées par les industriels avec des données à caractère confidentiel. Pour cela, le site de Dieppe-Le Tréport a pu être comparé à un site localisé en Manche occidentale, deux sites en baie de Seine, deux sites en Manche orientale et trois sites au sud de la mer du Nord (Figure 96).

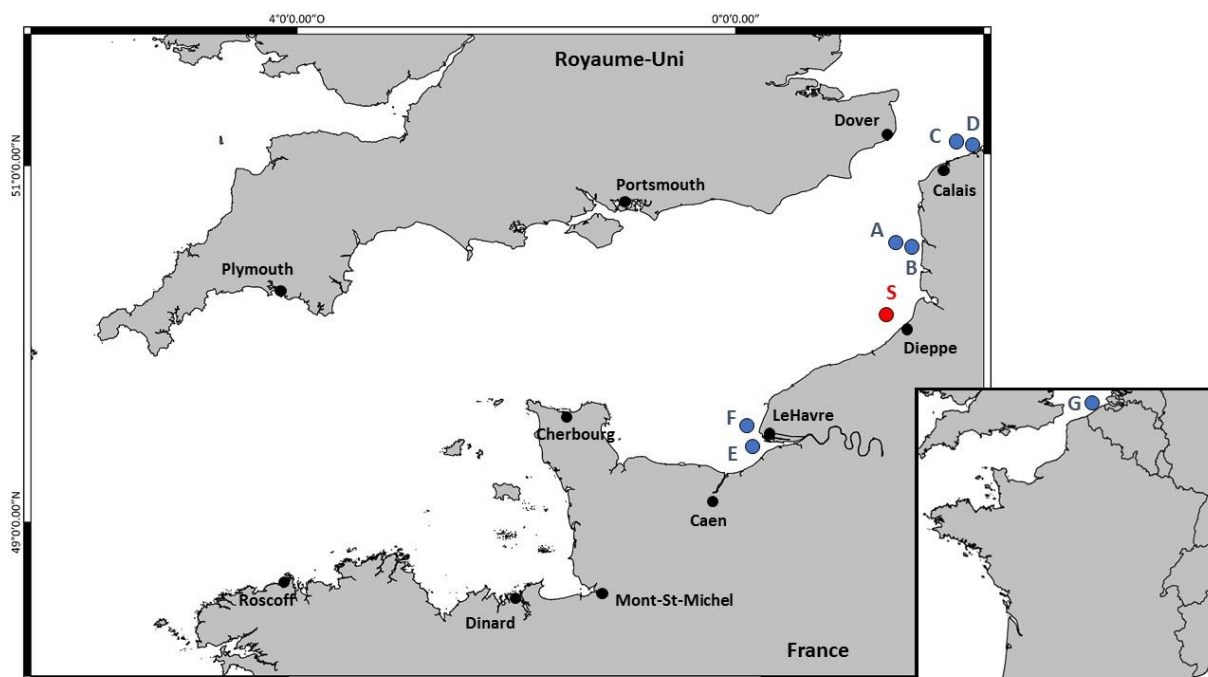


Figure 96 : Carte de localisation des sites sables moyens en Manche et le sud de la mer du Nord (E : MACHU ; F : PER Granulats du Havre ; S : Dieppe-Le Tréport ; A : Le Vergoyer ; B : Bassure de Baas ; C : Dyck ; D : Gravelines).

Au niveau de la Manche et du sud de la mer du Nord, ce sont les crustacés avec les polychètes qui sont les groupes zoologiques dominants suivis par les mollusques et les échinodermes (Tableau 58). A l'inverse des sédiments grossiers, au niveau des sables moyens, se trouve un ratio entre les crustacés et les polychètes proche de 1. Pour des surfaces échantillonnées et des périodes (des dates) de prélèvements similaires, au niveau de la Manche orientale, le site de Dieppe-Le Tréport est deux fois plus diversifié (149 taxa) que les deux autres sites localisées dans cette zone (80 et 89 taxa) (Tableau 58). Néanmoins, la diversité au niveau du site de Dieppe-Le Tréport apparaît similaire à la diversité présente au niveau de la baie de Seine

(MACHU) pour des caractéristiques de prélèvement similaire (Tableau 58). Par rapport, au sud de la mer du Nord, la diversité pour des situations de prélèvements similaires est également deux fois plus importante au niveau de mon site d'étude (77 taxa sur les sites de Dyck et 46 pour Gravelines). Néanmoins, au sud de la mer du Nord, le long des côtes belges, la diversité des sables moyens est représenté par 194 taxa et est plus importante que ma zone d'étude de Dieppe-Le Tréport. Cette différence s'explique par l'important effort d'échantillonnage le long des côtes belges durant la période de 1994 à 2000 correspond à une surface totale de 72,8 m² contre 12 m² durant deux années pour le site de Dieppe-Le Tréport (Tableau 58). C'est au niveau des sables moyens de Dieppe-Le Tréport que les densités sont les plus fortes en Manche.

Tableau 58 : Répartition du nombre d'espèces par groupe zoologique rencontré sur les sables moyens dans la Manche et le sud de la mer du Nord pour des sites échantillonnés à la benne et tamisés sur 1 mm (avec les mois en chiffre) (chiffre après les sites voir figure 95).

	Manche orientale			Baie de Seine		Sud de la mer du Nord		
	Dieppe – Le Tréport (S)	Bassure de Baas (B)	Le Vergoyer (A)	MACHU (E)	PER Granulats du Havre (F)	Dyck (C)	Gravelines (D)	Belgique (G)
Coelenterata	1	-	-	-	1	-	-	2
Platyhelmintha	1	-	-	-	-	-	-	-
Nemertina	1	-	-	2	2	-	-	1
Polychaeta	55	30	33	42	44	31	17	83
Sipuncula	1	-	-	-	3	-	-	-
Mollusca	26	6	15	22	18	8	8	32
Crustacea	55	35	36	54	34	33	18	65
Phoronida	-	-	-	1	-	-	-	-
Echinodermata	8	8	4	6	5	4	2	9
<i>Branchiostoma</i>	1	1	1	1	1	1	1	-
Pycnogonida	-	-	-	2	2	-	-	2
Total	149	80	89	130	110	77	46	194
Mois	09/10 02/03	02/03 04/06 09/10/11	02/06 10/11	03/04 07/09 11/12	Février	04/05/08 09/10 11/12	02/03/04 05/09/10 11/12	Hiver et Automne
Année	2014 - 2016	1983 – 1985	1984 – 1985	2008 -2011	2012	1984 – 1985	1983 – 1985	1994 - 2000
Surface totale (m ²)	12	16	12	6,9	5,5	21	12	72,8
Profondeur (m)	12	9 - 25	12 - 30	12 - 19	16 - 22	8 - 22	15	2 - > 20
Références	Cette étude	Prygiel, 1987		Marmin, 2013	Pezy et al., 2013	Prygiel, 1987		Van Hoey et al., 2003

Les abondances des sables moyens en Manche et sud de la mer du Nord varient de 212 à 1643 individus par m² (Tableau 59). Au niveau de la Manche orientale, les abondances au niveau du site de Dieppe-Le Tréport sont deux fois plus importantes que celles obtenues historiquement dans cette zone mais sont identiques à celles observées en Manche occidentale et au sud de la mer du Nord (Tableau 59). Ainsi, au niveau des sables moyens, le futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport ne possède pas de particularités au niveau des abondances benthiques en comparaison de ce qui était connu en Manche.

Les biomasses des sables moyens sont généralement faibles (Tableau 59) variant de 0,9 à 15 g de poids sec libre de cendres par m². La biomasse des sables moyens du site de Dieppe-Le Tréport est la plus importante (15 g PSLC.m⁻²) à l'échelle de la Manche et du sud de la mer du Nord. Cette biomasse est dix fois plus importante que celle qui est généralement observée sur ce type sédimentaire, mis à part en baie de Seine.

Tableau 59 : Récapitulatif des abondances et biomasses par m² tamisées sur 1 mm pour les sables moyens en Manche et sud de la mer du Nord (avec les mois sont en chiffre ; PSLC : Poids Sec Libres de Cendres ; PS : Poids Sec) (lettre devant les sites pour localisation à la figure 78).

Site		Mois	Année	Surface totale (m ²)	Profondeur (m)	Richesse spécifique	Densité (N.m ²)	Biomasse (g.m ²)	Références
Manche occidentale	(H) Morlaix	Avril-Septembre	1981	5	20	116	545	1,25 PS	Dauvin, 1984
Manche orientale	(A) Le Vergoyer	02/06/10/11	1984 – 1985	12	12 – 30	89	341	1,45 PSLC	Prygiel, 1987 Cette étude
	(B) La Bassure de Baas	02/03/04/06/09/10/11	1983 – 1985	16	9 – 25	80	212	0,9 PSLC	
	(S) Dieppe – Le Tréport	Septembre/Octobre – Février/Mars	2014 - 2016	12	12	149	693	15 PSLC	
Baie de Seine	(E) Machu	03/04/07/09/11/12	2008 – 2011	6,9	12 - 19	130	607,4	9,6 PSLC	(Marmin, 2013)
	(F) PER Granulats du Havre	Février	2012	5,5	16 – 22	110	307,1	6,2 PSLC	Pezy <i>et al.</i> , 2013
(G) Sud de la mer du Nord	Belgique (G)	Hiver et Automne	1994 - 2000	72,8	2 - > 20	194	1643	-	Van Hoey <i>et al.</i> , 2003
	(C) Le Dyck	04/05/08/09/10/11/12	1984 – 1985	21	8 – 22	77	318	1,55 PSLC	Prygiel, 1987
	(D) Gravelines	02/03/04/05/09/10/11/12	1983 - 1985	12	15	46	541	1,61 PSLC	

Ce qu'il faut retenir

- Le périmètre du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport comporte trois types sédimentaires différents : les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens suivant un gradient Nord-Ouest à Sud-Est. La plupart des autres activités offshore en mer en Manche sont localisées sur un seul type sédimentaire, faisant du site de DLT une particularité permettant de multiples comparaisons avec les autres activités en Manche.
- Les graviers ensablés et les sables graveleux correspondent à un même ensemble biocénotique et sont différents de celui des sables moyens, il y a donc deux communautés distinctes au niveau du site de DLT.
- Un gradient d'appauvrissement Nord-Ouest à Sud-Est est observé pour la richesse taxonomique, les abondances et les biomasses en lien avec le gradient sédimentaire.
- Il y a une très forte saisonnalité de la richesse taxonomique, des abondances et des biomasses qui sont plus élevées en été qu'en hiver.
- Il est identifié une prédominance en richesse taxonomique, abondance et biomasse des taxa appartenant à l'endofaune.
- L'état écologique du compartiment benthique avant construction de futures éoliennes est dans un bon voire très bon état écologique, révélant des communautés benthiques non perturbées.
- Les prélèvements à la benne Van Veen permettent une bonne caractérisation des taxa et communautés benthiques y compris ceux composant l'épifaune sessile non dénombrable et la mégafaune dispersée.
- Les biomasses du site de DLT sont principalement dominées par les mollusques bivalves et un céphalocordé, avec *Glycymeris glycymeris* et *Branchiostoma lanceolatum* sur les graviers ensablés et les sables graveleux, *Polititapes rhomboides* sur les sables graveleux. Les abondances de *Branchiostoma lanceolatum* observées au niveau du site de DLT sont les plus fortes densités observées en Manche mais sont comparables à celles qui peuvent être observées pour ce genre dans le monde sur les mêmes types sédimentaires.

- Les données acquises historiquement sur le site de DLT (In Vivo) ne semblent pas comparables avec les données acquises dans mon étude (facteur 10 pour les abondances). Les données acquises pendant ma thèse peuvent être considérées comme la référence avant construction.
- Les diversités benthiques au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux sont parmi les plus fortes observées ailleurs en Manche et dans le monde pour des types sédimentaire similaires.
- La diversité benthique au niveau des sables moyens est comparable à celle déjà observée en Manche.
- Les abondances de la macrofaune sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens du site de DLT sont comparables à celles observées en Manche et le sud de la mer du Nord. Néanmoins, les biomasses au niveau du site de DLT sont les plus importantes jamais observées en Manche et le sud de la mer du Nord.
- Les biomasses de méiofaune n'évoluent pas entre l'été et l'hiver et sont du même ordre de grandeur entre les trois types sédimentaires du site de DLT mais sont parmi les plus fortes valeurs de biomasse de ce compartiment mesurées en Manche.
- La richesse spécifique, les abondances et les biomasses des espèces holosuprabenthiques migrant dans la couche d'eau adjacente au fond (couche suprabenthique) sont plus importantes en hiver qu'en été. Pour ces mêmes espèces, les abondances sont plus importantes en été qu'en hiver au niveau du sédiment. Cette observation montre un changement comportemental de ces taxa entre les saisons, faisant de ces taxa une catégorie complexe.
- Les richesses spécifiques des espèces holosuprabenthiques migrant dans la couche d'eau adjacente au fond sont plus faibles que les diversités de cette catégorie benthique observées ailleurs en Manche mais les abondances et biomasses apparaissent similaires pour des types sédimentaires comparables.

Chapitre 3 : Fonctionnement et structure du réseau trophique du futur parc éolien de Dieppe – Le Tréport

Lors de l'étude des réseaux trophiques la notion d'espèces est remplacée par les fonctions trophiques des organismes vivant au sein de chaque compartiment. Ainsi, les biomasses des invertébrés du benthos (endofaune, holosuprabenthos, epifaune vagile et sessile) sont remplacées en fonction des différents groupes trophiques présentés dans l'analyse des traits biologique (Tableau 50). L'affiliation des espèces dans les différents groupes trophiques est issue de la thèse de Garcia (2010). Pour le site de DLT, six groupes trophiques sont choisis :

- Les non-selective Deposit Feeder (nsDF) : ce groupe correspond aux dépositivores non sélectifs. Ce groupe correspond à des organismes qui consomment principalement les détritits déposés sur le fond et les bactéries qui y sont attachées. Les dépositivores non sélectifs correspondent aux dépositivores de « surface ».
- Les selective Deposit Feeder (sDF) : ce groupe correspond aux dépositivores sélectifs. Ce groupe correspond à des organismes qui consomment également les détritits présents au niveau du sédiment ainsi que les bactéries qui y sont associées. Les dépositivores sélectifs correspondent aux dépositivores de « sub-surface ».
- Les active Suspensivore (S) : ce groupe correspond aux suspensivores actifs en distinction des suspensivores passifs qui ne sont pas présents dans la zone d'étude. Les suspensivores prélèvent leur nourriture directement dans la colonne d'eau à l'interface eau-sédiment. Ils se nourrissent d'organismes phytoplanctoniques sédimentées mais également de détritits et de bactéries, dans des proportions variant selon l'espèce, son stade de développement ou de la disponibilité de ces sources (Kang *et al.*, 1999 ; Sauriau & Kang, 2000).
- Les predators (P) : ce groupe correspond aux prédateurs. Ce groupe trophique correspond à des espèces carnivores se nourrissant sur de la matière vivante, c'est-à-dire, sur les groupes des dépositivores, des suspensivores et du méiobenthos.
- Les Scavengers (Scv) : ce groupe correspond aux nécrophages. Ce groupe trophique correspond à des espèces carnivores se nourrissant sur de la matière morte, c'est-à-dire, sur des individus morts appartenant aux groupes des dépositivores, suspensivores, carnivores, brouteurs, méiobenthos et même aux poissons.
- Les Grazer (G) : ce groupe correspond aux brouteurs. Ce groupe appartient à des espèces consommant le biofilm bactérien et des détritits.

1. Les stocks de proies benthiques

Lors de l'étude du lien proies-prédateurs, il y a un compartiment constituant les proies potentielles et un autre correspondant aux prédateurs, représenté ici par les poissons démersaux. Ici sera traité le stock de proies potentielles appartenant au benthos comprenant les groupes du benthos (endofaune, holosuprabenthos, épifaune vagile et sessile). Les stocks sont obtenus à partir des biomasses de ces différents groupes

1.1 Eté

En période estivale, l'endofaune des graviers ensablés et des sables graveleux sont pondéralement dominés par les suspensivores actifs (90 %) puis par les dépositivores sélectifs (6 %) (Figure 97), alors que pour l'endofaune des sables moyens, les suspensivores actifs sont dominants (52 %) puis les dépositivores sélectifs (23 %) et les dépositivores non sélectifs (21 %). L'endofaune au niveau des trois types sédimentaires est dominé par les suspensivores actifs surtout sur les sédiments grossiers (Figure 97).

Pour l'holosuprabenthos, les graviers ensablés et les sables graveleux présente une dominance pondérale par les dépositivores sélectifs (36-41 %), les suspensivores actifs (18-20 %), les dépositivores non sélectifs (17-19 %), les prédateurs (16-23 %) puis les nécrophages (4-6 %) (Figure 97). L'holosuprabenthos des sables moyens est dominé par les suspensivores (40 %), les dépositivores sélectifs (42 %) et les dépositivores non sélectifs (14 %). De manière générale, les groupes trophiques des graviers ensablés et des sables graveleux et dans une moindre mesure les sables moyens sont bien répartis entre eux avec une dominance des dépositivores sélectifs (Figure 97).

Pour l'épifaune vagile, les graviers ensablés et les sables graveleux sont pondéralement dominés par les prédateurs (31-39 %), les nécrophages (30-40 %), les dépositivores sélectifs (14-19 %) et les suspensivores actifs (2-11 %) (Figure 97), alors que les sables moyens sont dominés par les nécrophages (53 %) et les prédateurs (40 %) (Figure 97).

Pour l'épifaune sessile, les groupes trophiques au niveau des trois types sédimentaires sont dominés par les suspensivores actifs de 92 à 96 % puis par les prédateurs de 3 à 8 %. Les autres groupes trophiques ne sont pas représentés dans l'épifaune sessile (Figure 97).

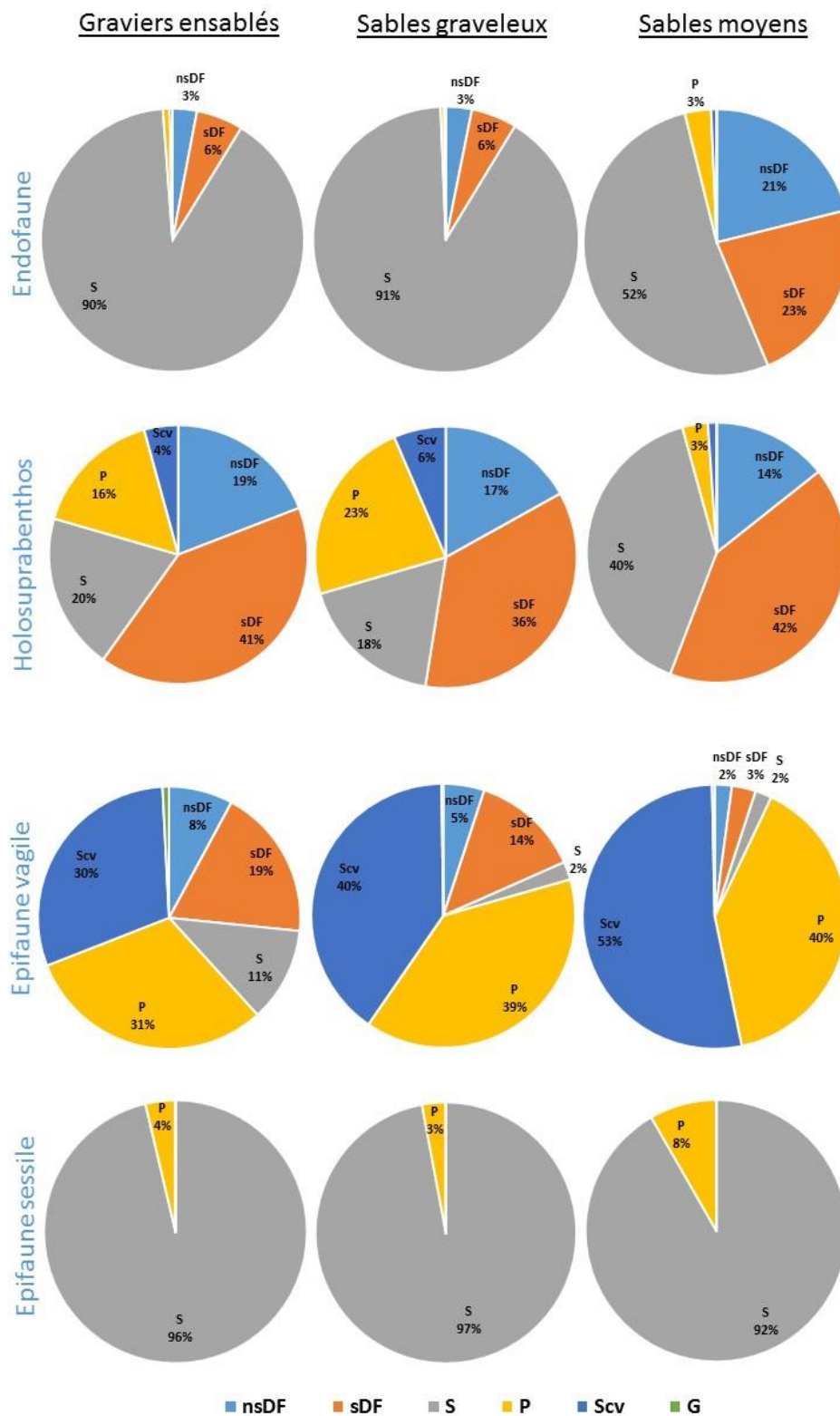


Figure 97 : Pourcentage des groupes trophiques constituant la biomasse des différentes catégories du benthos en été (nsDF : Deposivore non sélectifs ; sDF : Deposivores sélectifs ; S : Suspensivore ; P : Predateur ; Scv : Nécropage ; G : Brouteur)

1.2 Hiver

En situation hivernale, la biomasse de l'endofaune des graviers ensablés et des sables graveleux est dominée par les suspensivores actifs (92-93 %) alors que celle des sables moyens est dominée par les dépositores non sélectifs (41 %), les dépositores sélectifs (28 %) et les suspensivores actifs (27 %) (Figure 98).

La biomasse holosuprabenthique au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux est dominée par les prédateurs (42-50 %), les nécrophages (14-25 %), les dépositores sélectifs (14-15 %), les dépositores non sélectifs (9-12 %) et les suspensivores (6-11 %) (Figure 98), alors que la biomasse de ce groupe dans les sables moyens est plutôt bien répartie entre les groupes trophiques avec les prédateurs (31 %), les dépositores sélectifs (23 %), les dépositores non sélectifs (20 %), les suspensivores (17 %) et les nécrophages (9 %) (Figure 98).

La biomasse de l'épifaune vagile au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens est dominée par les nécrophages (41-56 %) puis par les prédateurs (40-45 %) (Figure 98).

Enfin, l'épifaune sessile est essentiellement dominée pondéralement par les suspensivores aux niveaux des graviers ensablés (100 %) et des sables graveleux (99 %) alors que la biomasse des sables moyens est co-dominée par les suspensivores (50 %) et les prédateurs (50 %) (Figure 98).

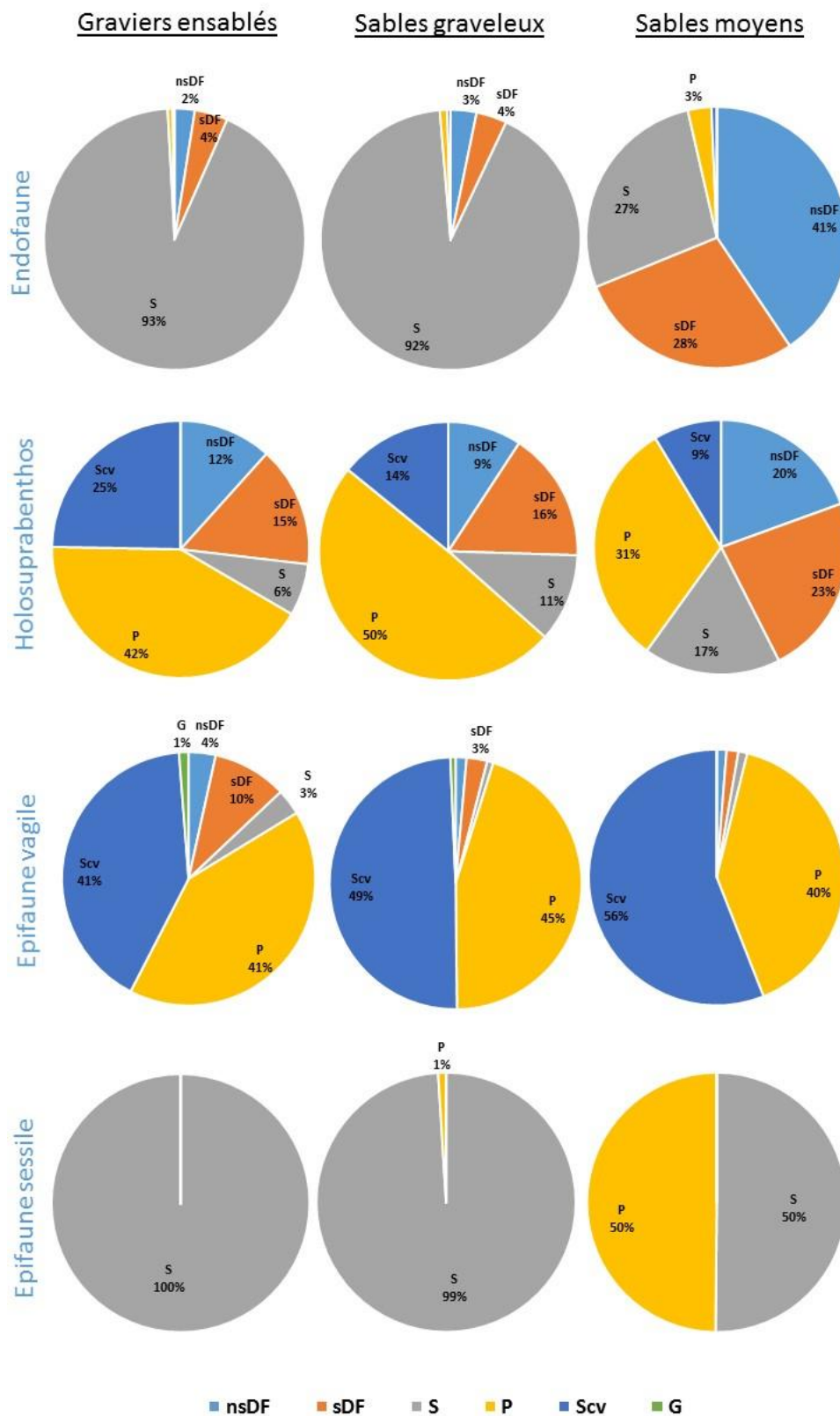


Figure 98 : Pourcentage des groupes trophiques constituant les différents groupe du benthos en hiver (nsDF : Deposivore non sélectif ; sDF : Deposivore sélectif ; S : Suspensivore ; P : Predateur ; Scv : Nécrophage ; G : Brouteur).

1.3 Comparaison été/hiver

Au niveau de l'endofaune, les proportions des groupes trophiques des différentes proies n'évoluent pas entre l'été et l'hiver au niveau des trois types sédimentaires.

Pour l'holosuprabenthos, la dominance des proies appartenant aux dépositores sélectifs en été diminue en hiver au profit des prédateurs au niveau des trois types sédimentaires.

Pour l'épifaune vagile, en été et en hiver pour les trois types sédimentaires, les groupes trophiques de proies dominantes sont les nécrophages et les prédateurs avec quelques variations saisonnières pour les autres groupes au niveau des sédiments grossiers.

En ce qui concerne l'épifaune sessile, la proportion des prédateurs augmente de 42 % entre l'été et l'hiver pour les sables moyens.

De manière générale, il s'observe des répartitions de diversités trophiques différentes pour les quatre catégories benthiques et pour les trois types sédimentaires. Les suspensivores correspondent à des individus endobenthiques et épibenthiques fixés, alors que les dépositores et les prédateurs sont holosuprabenthiques et épibenthiques. Les nécrophages quant à eux correspondent essentiellement à des organismes de l'épifaune vagile. De plus, la proportion des prédateurs et des nécrophages augmente en hiver au niveau de l'holosuprabenthos et de l'épifaune vagile.

2. Les prédateurs : la faune démersale

Au total, 40 traits de chalutages saisonniers de septembre 2014 à février 2016 ont été effectués sur les trois types sédimentaires du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport (Figure 99). Ces chalutages ont été effectués à l'aide d'un chalut à perche de 3 m de large possédant une poche terminale à maille fine de 20 mm une fois étirée. Les traits de chaluts d'une durée de 15 min pour une vitesse de 2-2,5 nœuds correspondant en moyenne à un parcours de 3244 m.

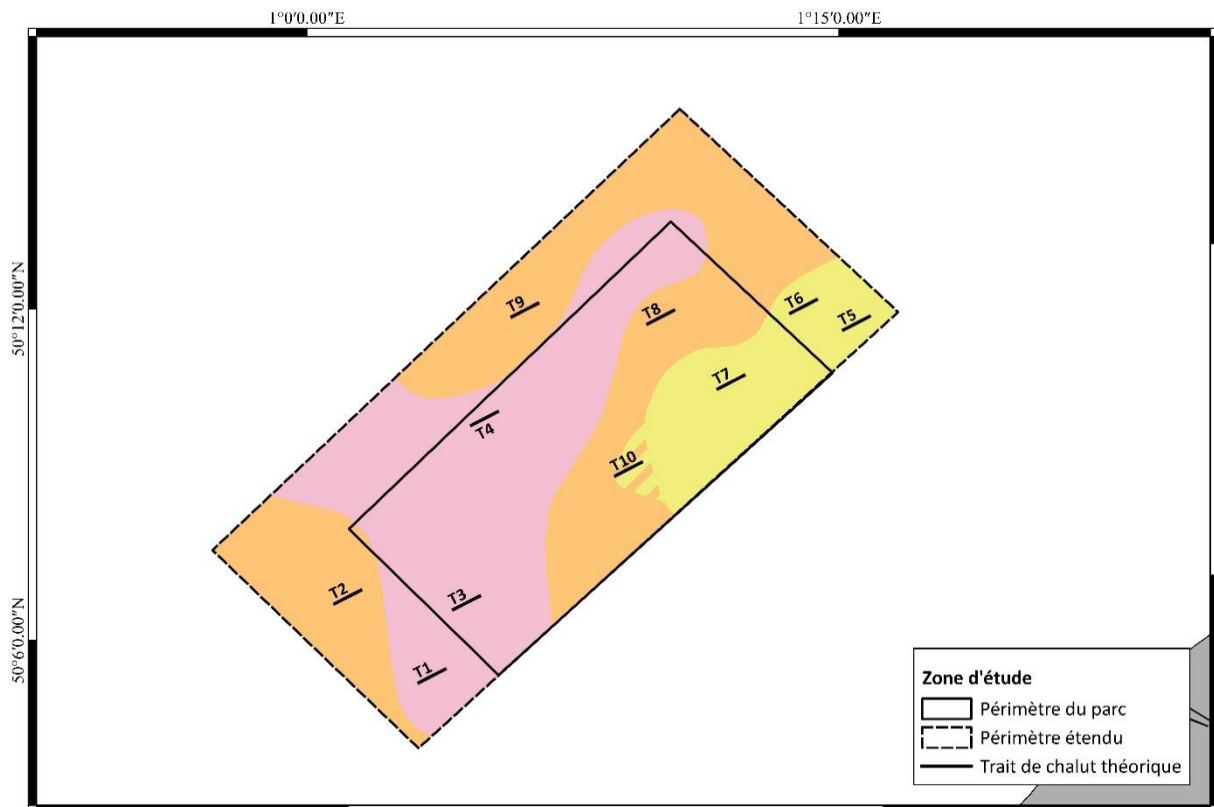


Figure 99 : Positionnement des traits de chalutages sur les trois types sédimentaires.

Pour chaque contenu stomacal, seul le comptage du nombre des proies a été réalisé, en effet, des individus étaient fragmentaires ou en cours de digestion et les méthodes volumétriques ou pondérales auraient introduit des biais. Lors de mon étude, il a été choisi d'utiliser les biomasses individuelles issues de l'étude du compartiment benthique afin d'avoir la biomasse des proies dans les estomacs des poissons puisque les individus ingérés étaient de même taille que ceux présents dans le milieu. Deux paramètres numériques ont été calculés :

- Le coefficient de vacuité : rapport entre le nombre d'estomacs vides et le nombre d'estomacs examinés. Ce coefficient informe sur le comportement alimentaire du prédateur et sur la fréquence des prises de nourriture.
- Le pourcentage en nombre (Cn) : rapport entre le nombre de proies d'une catégorie et le nombre total de proies ingérées. Ce coefficient attribut les proies en trois catégories selon Hureau (1966) :
 - Cn > 50 % : Proies préférentielles
 - 10 % < Cn < 50 % : Proies secondaires
 - Cn < 10 % : Proies accidentelles

Dans la majorité des études sur le régime alimentaire des poissons, les relations qualitatives et quantitatives des prédateurs sont rarement étudiées en lien avec la structure des communautés benthiques (Garcia, 2010).

2.1 Composition et répartition de la faune ichthyologique

Lors des 40 traits de chalutages, 26 espèces de poissons ainsi que trois espèces de céphalopodes ont été identifiés. La faune ichthyologique pour l'ensemble des quatre campagnes se compose d'un total de 1573 poissons. Ces 26 espèces de poissons appartiennent à 18 familles différentes et à deux classes. Une seule espèce (*Sprattus sprattus*) est pélagique alors que les 25 autres sont démersales. Parmi ces 25 espèces démersales, seulement 11 espèces ont été sélectionnées pour l'étude de leur contenu stomacal (Tableau 60). En effet, les 14 autres espèces ont été recueillies en très faible nombre, et les lançons présents toute l'année, ne sont pas pris en compte tenu de leur régime alimentaire, essentiellement basé sur le cannibalisme (Lynam *et al.*, 2013 ; Eigaard *et al.*, 2014) et la faune pélagique (Macer, 1966). Sur l'ensemble des 40 traits de chalutages, les 12 espèces démersales (11 poissons et un céphalopode) retenues se classent par abondance décroissante allant de 286 individus pour *Arnoglossus laterna* à 14 individus pour *Solea solea* (Tableau 60).

Tableau 60 : Nombre d'individus des espèces démersales pêchées sur les graviers ensablés (sG), les sables graveleux (gS) et les sables moyens (S) pour les 12 espèces retenues.

Espèces démersales	Nombre total	sG	gS	S
Espèce de poissons				
<i>Arnoglossus laterna</i>	286	5	60	221
<i>Echiichtys vipera</i>	239	25	58	156
<i>Limanda limanda</i>	237	85	86	66
<i>Buglossidium luteum</i>	189	-	68	121
<i>Pleuronectes platessa</i>	137	53	37	47
<i>Agonus cataphractus</i>	122	40	40	42
<i>Callionymus lyra</i>	114	56	30	28
<i>Merlangius merlangius</i>	48	2	6	40
<i>Raja clavata</i>	38	3	5	30
<i>Microchirus variegatus</i>	18	2	4	12
<i>Solea solea</i>	14	-	1	13
Espèce de céphalopode				
<i>Sepia officinalis</i>	57	25	28	4

Les résultats des échantillonnages mettent en évidence que ces espèces présentent des différences de distribution entre l'été et l'hiver (Tableau 61) :

- En été (Tableau 61) :
 - Sur les sables graveleux et les sables moyens : *Solea solea*, *Arnoglossus laterna*, *Echiichtys vipera*, *Buglossidium luteum*, *Raja clavata*.
 - Uniquement sur les sables moyens : *Limanda limanda* et *Pleuronectes platessa*.
 - Sur les graviers ensablés et les sables graveleux : *Microchirus variegatus*.
 - Sur les trois types sédimentaires : *Callionymus lyra* et *Sepia officinalis*.
 - Absent des trois types sédimentaires : *Agonus cataphractus* et *Merlangius merlangius*.
- En hiver (Tableau 61) :
 - Sur les sables graveleux et les sables moyens : *Solea solea*
 - Sur les trois types sédimentaires : *Arnoglossus laterna*, *Echiichtys vipera*, *Limanda limanda*, *Buglossidium luteum*, *Pleuronectes platessa*, *Agonus cataphractus*, *Callionymus lyra*, *Merlangius merlangius*, *Raja clavata* et *Microchirus variegatus*.

Tableau 61 : Récapitulatif de la présence des principales espèces démersales sur les graviers ensablés (sG ; bleu), les sables graveleux (gS ; orange) et les sables moyens (S ; jaune) durant l'été et l'hiver (les couleurs correspondent à la présence de l'espèce sur l'habitat sédimentaire).

Espèces	été			hiver		
	sG	gS	S	sG	gS	S
<i>Sepia officinalis</i>						
<i>Buglossidium luteum</i>						
<i>Microchirus variegatus</i>						
<i>Callionymus lyra</i>						
<i>Arnoglossus laterna</i>						
<i>Raja clavata</i>						
<i>Solea solea</i>						
<i>Echiichtys vipera</i>						
<i>Limanda limanda</i>						
<i>Pleuronectes platessa</i>						
<i>Agonus cataphractus</i>						
<i>Merlangius merlangius</i>						

2.2 Régime alimentaire

Le régime alimentaire des poissons évolue en fonction de l'âge et de la taille des proies (qui serait composé par des proies de plus grandes tailles pour des individus âgés). Dans la zone d'étude, l'âge n'a pas été pris en compte, car les poissons étaient de petites et moyennes tailles. Les résultats de l'analyse des régimes alimentaires seront donnés par famille.

- Rajidae : *Raja clavata*

Sur les trois habitats sédimentaires, les coefficients de vacuité indiquent que les raies sont constamment à la recherche de proies (coefficient de vacuité : sG (0 %) ; gS (0%) ; S (10 %)). La raie bouclée se nourrit préférentiellement dans le compartiment holosuprabenthique (Cn = 88,5 %), essentiellement d'amphipodes (40, 3%) en particulier *Megaluropus agilis* et de Mysidacés (40, 3 %) essentiellement *Gastrosaccus spinifer*. Les proies appartenant aux compartiments de l'épifaune vagile, endofaune, mérosuprabenthos et ichthyologique constituent des proies accidentelles (Cn de 0,3 à 5,9 %) avec toutefois des pourcentages élevés pour les décapodes de l'épifaune vagile (97,4 %) notamment *Galathea intermedia* et les décapodes de l'endofaune (92,9 %) représentés par *Thia scutellata*. La diversité des proies ingérées par les raies est de 37 taxa.

- Gadidae : *Merlangius merlangius*

Avec des coefficients de vacuité variable selon l'habitat sédimentaire : sG (100%) ; gS (16,7%) ; S (50%), le merlan montre une préférence alimentaire sur les sables graveleux. De plus, les proies sont de grandes tailles, souvent composées des lançons (*Hyperoplus lanceolatus*). Le merlan se nourrit préférentiellement au niveau du compartiment holosuprabenthique (Cn = 83 %), suivi du compartiment ichthyologique (Cn = 17 %). Dans l'holosuprabenthos, ce sont les amphipodes qui sont préférentiellement choisis (52 %) en particulier *Megaluropus agilis*, alors que les cumacés (35 %) avec *Pseudocuma simile* et les décapodes (12 %) notamment *Philoceras sculptus* sont consommés secondairement. Parmi le choix des proies secondaires, c'est le lançon *Hyperoplus lanceolatus* (35 %) et le sprat *Sprattus sprattus* (35 %) qui sont préférentiellement consommés. La diversité totale des proies ingérées par le merlan est de 10 taxa.

- Trachinidae : *Echiichtys vipera*

Les coefficients de vacuité, relativement élevés sur les trois habitats sédimentaires : sG (64 %) ; gS (74,1 %) ; S (64,1 %) mettent en évidence qu'*Echiichtys vipera* est une espèce chassant à l'affût (Quiniou, 1978 ; Dauvin, 1988). Cette espèce enfouie dans le sable avec seulement la tête qui dépasse doit certainement attendre les migrations nyctémérales des espèces composant l'holosuprabenthos afin de s'en nourrir, expliquant ainsi les coefficients de vacuité élevés. La petite vive se nourrit préférentiellement au niveau de l'holosuprabenthos (Cn = 76 %) et de l'épifaune vagile (Cn = 21,4 %). Ainsi l'endofaune, le mérosuprabenthos (larves de décapodes) et l'ichthyofaune constituent un stock de proies accidentelles (Cn de 0,6 à 1,4). Au niveau du compartiment holosuprabenthique, les amphipodes constituent les proies préférentielles (91,3 %) essentiellement avec *Apherusa bispinosa*, alors que les autres groupes sont des proies accidentelles. Pour le compartiment de l'épifaune vagile, ce sont les décapodes qui sont les proies préférentielles (99,3 %) avec la galathée *Galathea intermedia* et le petit crabe *Pisidia longicornis*. La diversité totale des proies ingérées par la petite vive est de 22 taxa.

- Callionymidae : *Callionymus lyra*

Callionymus lyra révèlent est une espèce préférant se nourrir aux niveaux des sédiments plus grossiers avec des coefficients de vacuité assez élevés : sG (25 %) ; gS (33,3 %) ; S (42,9 %). Le callionyme lyre se nourrit préférentiellement au niveau de l'holosuprabenthos (Cn = 50 %) et de l'épifaune vagile (Cn = 40,3 %), alors que l'endofaune, l'épifaune sessile et l'ichthyofaune constituent des proies accidentelles (Cn de 0,08 à 6,3 %). Pour les proies appartenant à l'holosuprabenthos, ce sont les amphipodes qui sont préférés (99,5 %) essentiellement *Apherusa bispinosa*. Pour les proies appartenant à l'épifaune vagile, il y a une co-préférence des gastéropodes (51,8 %) avec *Obtusella intersecta* et des décapodes (45 %) avec *Pisidia longicornis*. La diversité totale des proies ingérées par *Callionymus lyra* est élevée et atteint 46 taxa.

- Pleuronectidae : *Pleuronectes platessa*

Les coefficients de vacuité pour la plie sont variables selon les habitats sédimentaires : sG (9,4 %) ; gS (45,9 %) ; S (27,7 %), comme la petite vive, la plie est une espèce chassant à vue (Quiniou, 1978). Ainsi, la présence d'épifaune vagile aux niveaux des graviers ensablés expliquerait ce faible coefficient de vacuité. Pour la plie, le compartiment préférentiel de nutrition est l'endofaune (Cn = 82 %) et l'holosuprabenthos (Cn = 14,8 %) comme compartiment nourricier secondaire. L'épifaune vagile avec un pourcentage en nombre de 3,1 apparaît être un compartiment accidentel. Pour l'endofaune, ce sont les bivalves qui représentent les proies préférentielles (86 %). Cependant, il est important de noter que les bivalves ne sont pas consommés entièrement. En effet, seul les siphons de bivalves sont retrouvés au niveau des contenus stomacaux. Sur ces sédiments, les siphons des mollusques dépassent du sédiment et peuvent donc être « broutés », notamment ceux de la palourde rose *Polititapes rhomboides*. Pour le compartiment holosuprabenthique, ce sont les cumacés (50 %) avec *Pseudocuma simile* et les amphipodes (42,4 %) essentiellement représentés par *Megaluropus agilis* qui sont les proies préférentielles de la plie. La plie possède un régime alimentaire assez opportuniste car la diversité des proies retrouvée dans les estomacs atteint 56 taxa.

- *Limanda limanda*

Pour la limande, les coefficients de vacuité montrent une activité nourricière plus importante sur les graviers ensablés par rapport aux deux autres habitats sédimentaires : sG (32,9 %) gS (52,3 %) ; S (57,6 %). La limande se nourrit de préférence au niveau du compartiment holosuprabenthique (Cn = 87,1 %). Les compartiments de l'épifaune vagile, de l'endofaune, du mérosuprabenthos, de l'ichthyofaune et holozooplanctonique constituent des compartiments nourriciers accidentels (Cn de 0,08 à 9). Pour l'holosuprabenthos, les proies préférantes sont les amphipodes (52,9 %) représentés par *Megaluropus agilis* et les cumacés (46,8 %) avec *Pseudocuma simile*. On peut toutefois noter, que même si l'endofaune correspond à un compartiment de proies accidentelles, au sein de ce compartiment les siphons de la palourde rose *Polititapes rhomboides* sont broutés. La diversité des proies retrouvée dans les estomacs de la limande est de 49 taxa.

- Soleidae : *Solea solea*

La sole commune est une espèce pêchée essentiellement sur les sables moyens (un seul individu sur les sables graveleux). C'est une espèce connue pour avoir une activité nocturne, il est d'ailleurs conseillé de pêcher de nuit afin de pouvoir en capturer. Cette activité nocturne se traduit par un coefficient de vacuité élevé : gS (100 %) ; S (46,2 %). La sole commune ne montre pas de préférence sur le choix des groupes alimentaires. En effet, l'holosuprabenthos (Cn = 49 %) et l'endofaune (Cn = 48,1 %) constituent les deux compartiments majeurs de nourriture (en excluant l'épifaune vagile représentant seulement 2,7 %). Au niveau de l'holosuprabenthos, ce sont les mysidacés (45,3 %) avec *Gastrosaccus spinifer* et les amphipodes (35,8 %) avec *Apherusa bispinosa* qui sont les proies majoritaires. Alors que pour l'endofaune, la sole commune consomme dans ce compartiment à 100 % des annélides, notamment *Polygordius lacteus*. La diversité des proies ingérées chez la sole commune est faible, en lien avec le peu d'individus de sole et le faible nombre d'estomacs pleins, la diversité de proies est faible avec seulement 10 taxa.

- *Buglossidium luteum*

Comme pour la sole commune, la petite sole jaune possède une activité nocturne expliquant les coefficients de vacuité très élevés : gS (94,2 %) ; S (93,4 %). La petite sole jaune se nourrit préférentiellement au niveau du compartiment holosuprabenthique (Cn = 77,8 %), secondairement au niveau au niveau de l'endofaune (Cn = 18,5 %) et accidentellement au niveau de l'épifaune vagile (Cn = 3,7 %). Au niveau de l'holosuprabenthos, c'est l'amphipode *Megaluropus agilis* (95,2 %) qui est consommé, alors que pour l'endofaune, ce sont exclusivement les polychètes *Lanice conchilega* et *Polycirrus medusa* qui sont consommés. La diversité des proies pour cette espèce est faible, 5 taxa.

- *Microchirus variegatus*

Comme la sole commune et la petite sole jaune, la sole perdrix est une espèce qui a une forte activité nocturne expliquant le fort coefficient de vacuité sur les sables moyens (91,7 %). Les coefficients de vacuité sur les deux autres habitats sont plus faibles mais correspondent seulement à deux et quatre individus : sG (50 %) ; gS (25 %). La sole perdrix se nourrit de préférence d'organismes appartenant à l'épifaune vagile (Cn = 60 %), notamment de décapodes (91,7 %) en particulier *Pisidia longicornis*. La sole perdrix se nourrit également au sein de l'endofaune (Cn = 40 %) à partir d'une unique proie, la polychète *Notomastus latericeus*.

- Bothidae : *Arnoglossus laterna*

Les coefficients de vacuité de cette petite espèce montrent que l'arnoglosse lanterne préfère s'alimenter sur les sédiments moins grossiers : sG (60 %) ; gS (30 %) ; S (15,4 %). L'arnoglosse lanterne se nourrit de préférence au niveau de l'holosuprabenthos (Cn = 60,9 %) et secondairement au niveau de l'épifaune vagile (Cn = 26,8 %). L'endofaune, le mérosuprabenthos, l'ichthyofaune, le zooplancton constituent des compartiments de proies accidentelles (Cn de 0,03 à 9). Au sein de l'holosuprabenthos, ce sont les amphipodes (85,5 %), notamment *Apherusa bispona* et *Megaluropus agilis* qui sont préférentiellement consommés. Pour l'épifaune vagile, les décapodes sont exclusivement consommés (100 %) avec principalement *Galathea intermedia* et *Pisidia longicornis*. La diversité de proies pour *Arnoglossus laterna* est de 45 taxa.

- Agonidae : *Agonus cataphractus*

Pour la souris de mer, les coefficients de vacuité sont très variables entre les habitats sédimentaires : sG (27,5 %) ; gS (55 %) ; S (16,7 %). *Agonus cataphractus* montre une préférence d'alimentation sur le compartiment holosuprabenthique (Cn = 95,3 %) alors que l'épifaune vagile et l'endofaune sont des compartiments où la prise de proies est accidentelle (Cn de 0,1 à 4,5). Au niveau de l'holosuprabenthos, ce sont les amphipodes qui sont majoritairement consommés (91,2 %), en particulier, *Megaluropus agilis*. La diversité de proies pour la souris de mer est de 20 taxa.

- Céphalopode : *Sepia officinalis*

Pour la seiche, les coefficients de vacuité sont très variables entre les habitats sédimentaires : sG (28 %) ; gS (50 %) ; S (75 %). La seiche se nourrit préférentiellement au sein du compartiment holosuprabenthique (Cn = 95,3) comparé à l'épifaune vagile et à l'endofaune (Cn allant de 0,2 à 4,5). Ce sont les amphipodes holosuprabenthiques (91,2 %) qui sont principalement consommés, notamment *Megaluropus agilis*.

2.3 Prise de nourriture

Les proies des poissons échantillonnés aux niveaux des trois habitats sédimentaires sont analysées afin d'identifier la communauté dont elles sont issues. En effet, à partir des échantillonnages benthiques, deux principales communautés ont été identifiées, une correspondant aux sédiments grossiers (sG et gS) et une autre correspondant aux sables moyens (S) avec des espèces caractéristiques de ces deux communautés. Le couplage des prélèvements benthiques permettant de caractériser le compartiment proie avec l'étude des contenus stomacaux sur une même zone d'étude est une approche nouvelle, qui est indispensable afin d'étudier le fonctionnement trophique de la zone.

Tableau 62 : Localisation des zones d'alimentation des espèces démersales selon leurs zones de capture au niveau des graviers ensablés (sG), des sables graveleux (gS) et des sables moyens (S) (le rose pour les espèces sur les graviers ensablés, en orange pour les sables graveleux et en jaune pour les sables moyens).

	sG	gS	S
<i>Arnoglossus laterna</i> <i>Echiichtys vipera</i> <i>Limanda limanda</i> <i>Pleuronectes platessa</i> <i>Agonus cataphractus</i> <i>Callionymus lyra</i> <i>Merlangius merlangius</i> <i>Raja clavata</i> <i>Microchirus variegatus</i> <i>Sepia officinalis</i>			
<i>Arnoglossus laterna</i> <i>Echiichtys vipera</i> <i>Limanda limanda</i> <i>Buglossidium luteum</i> <i>Pleuronectes platessa</i> <i>Agonus cataphractus</i> <i>Callionymus lyra</i> <i>Merlangius merlangius</i> <i>Raja clavata</i> <i>Microchirus variegatus</i> <i>Solea solea</i> <i>Sepia officinalis</i>			
<i>Arnoglossus laterna</i> <i>Echiichtys vipera</i> <i>Limanda limanda</i> <i>Buglossidium luteum</i> <i>Pleuronectes platessa</i> <i>Agonus cataphractus</i> <i>Callionymus lyra</i> <i>Merlangius merlangius</i> <i>Raja clavata</i> <i>Microchirus variegatus</i> <i>Solea solea</i> <i>Sepia officinalis</i>			

L'analyse de la localisation des zones de nourriture des 11 poissons démersaux et céphalopode présentées ici (Tableau 62) montre que les espèces retrouvées aux niveaux des graviers ensablés (sG) se nourrissent de proies appartenant aux graviers ensablés (Tableau 62). Ainsi, les graviers ensablés sont bien une zone de nourricerie et d'habitat pour les espèces démersales qui y sont présentes toute l'année.

Pour les poissons rencontrés aux niveaux des sables graveleux et des sables moyens on peut s'apercevoir que certaines espèces ne se nourrissent pas exclusivement sur l'habitat au sein duquel l'espèce est présente. Parmi les espèces démersales échantillonnées aux niveaux des sables graveleux, huit espèces se nourrissent uniquement de proies présentes aux niveaux des sables graveleux. Deux autres espèces (*Arnoglossus laterna* et *Agonus cataphractus*) vont se nourrir de proies appartenant aux sables moyens, révélant ainsi que ces deux espèces réalisent des migrations pour l'alimentation (Tableau 62). Sur les sables graveleux, la sole jaune ne se nourrit que de proies appartenant aux sables moyens, l'habitat des sables graveleux pourrait constituer une zone de refuge pour cette espèce.

Pour les espèces démersales pêchées aux niveaux des sables moyens, cinq espèces (*Limanda limanda*, *Buglossidium luteum*, *Agonus cataphractus*, *Merlangius merlangius*, *Raja clavata*) se nourrissent exclusivement de proies appartenant à cet habitat (Tableau 62). Ainsi, il est possible d'observer que quatre espèces présentes aux niveaux des sables moyens vont se nourrir de proies appartenant aux sables graveleux (*Echiichtys vipera*, *Callionymus lyra*, *Microchirus variegatus*, *Sepia officinalis*, Tableau 62). Trois espèces présentes aux niveaux des sables moyens se nourrissent également de proies présentes aux niveaux des sables graveleux (*Arnoglossus laterna*, *Pleuronectes platessa* et *Solea solea*) (Tableau 62).

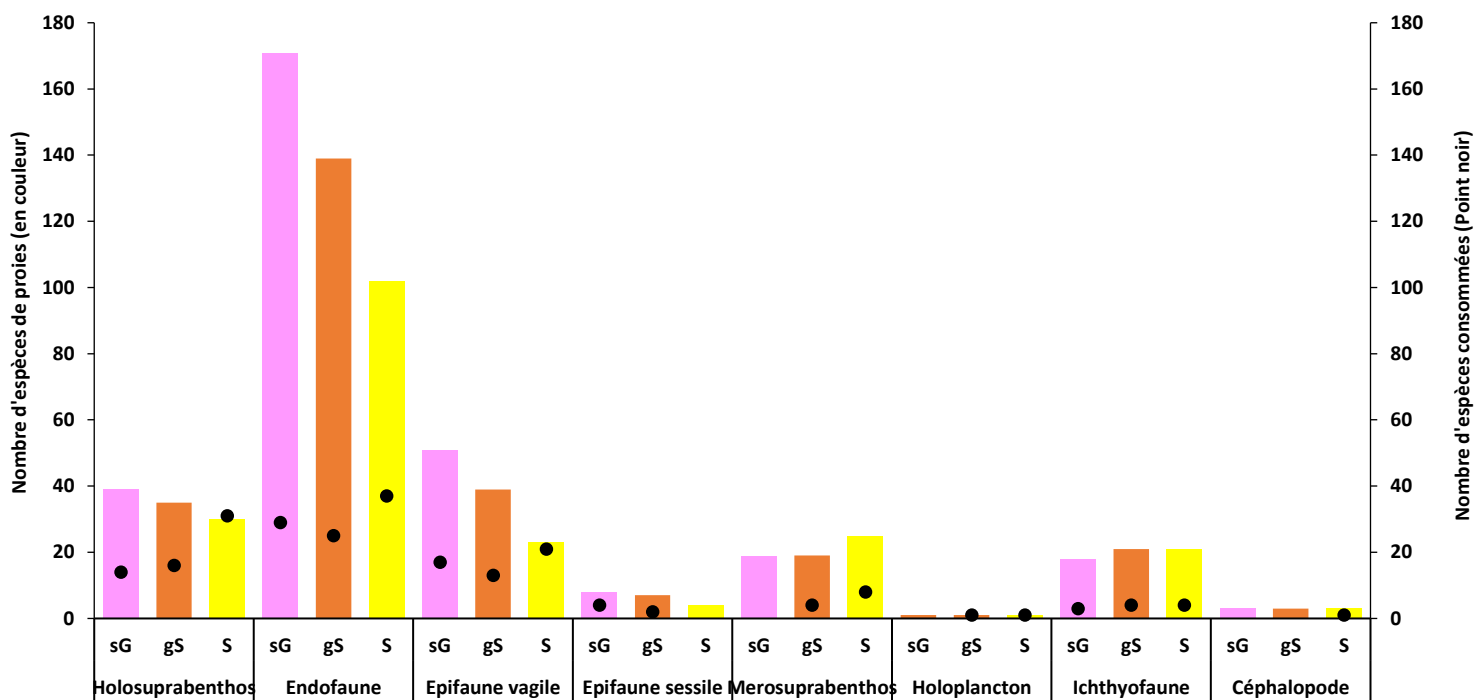


Figure 100 : Diversité du stock de proies et diversité des proies consommées selon les différentes catégories au niveau des graviers ensablés (sG), des sables graveleux (gS) et des sables moyens (S).

La figure 100 représente la comparaison de la richesse en espèces des proies disponibles pour la faune démersale au sein des huit catégories (Holosuprabenthos, Endofaune, Epifaune vagile, Epifaune sessile, Mérosuprabenthos, Holoplancton, Ichthyofaune et Céphalopode) qui sont présents au niveau de l'interface sédiment/eau par rapport à la diversité des proies retrouvées au niveau des estomacs. De manière générale, la diversité des proies retrouvées aux niveaux de l'analyse des contenus stomacaux montre une diversité plus faible par rapport à la diversité des proies disponibles (Figure 100). Pour le compartiment holosuprabenthique et l'épifaune vagile, la totalité des espèces disponibles sont retrouvées aux niveaux des proies ingérées (Figure 100). La figure 100 montre bien, que la diversité la plus importante est celle de l'endofaune, mais que la proportion des proies de ce groupe est sous-consommée.

Tableau 63 : Tableau récapitulatif de l'analyse des contenus stomacaux des espèces démersales (nombre total de proies ingérées et le pourcentage par groupes de proies) aux niveaux des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.

Groupes de proies	Graviers ensablés		Sables graveleux		Sables moyens	
	Nbre proies ingérées	%	Nbre proies ingérées	%	Nbre proies ingérées	%
Polychètes	103	4,7	38	1,1	146	1,1
Némertes	-	-	1	0,03	1	0,008
Sipunculides	94	4,3	4	0,1	89	0,7
Nématodes	1	0,04	1	0,03	8	0,06
Bivalves	1085	49,7	143	4,0	160	1,3
Gastéropodes	247	11,3	2	0,06	1	0,008
Nudibranches	22	1	8	0,2	4	0,03
Polyplacophores	4	0,2	48	1,4	-	-
Céphalopodes	-	-	-	-	1	0,008
Leptostracés	-	-	-	-	1	0,008
Copépodes	-	-	217	6,1	1539	12,1
Ostracodes	2	0,09	4	0,1	211	1,7
Cumacés	-	-	1017	28,8	1409	11,1
Mysidacés	8	0,4	133	3,8	507	4
Isopodes	2	0,09	-	-	8	0,06
Amphipodes	101	4,6	1658	46,9	6513	51,4
Tanaidacés	-	-	-	-	2	0,02
Décapodes	398	18,2	147	4,2	1736	13,7
Echinodermes	15	0,7	10	0,3	24	0,2
Larves décapodes	-	-	1	0,03	23	0,2
Larves polychètes	-	-	23	0,6	130	1
Larves sipunculides	-	-	62	1,7	105	0,8
Larves poissons	-	-	1	0,03	4	0,03
Céphalocordés	90	4,1	8	0,2	12	0,09
Poissons	10	0,4	6	0,2	33	0,3

Aux niveaux des graviers ensablés, les proies les plus consommées sont les bivalves (Tableaux 63 ; 64), essentiellement les siphons de *Politapes rhomboides* qui sont « broutés » (49,7 %) suivis par les décapodes (18,2 %) avec notamment les espèces *Pisidia longicornis* et *Galathea intermedia*. Aux niveaux des sables graveleux, les amphipodes sont les proies majoritaires (46,9 %) représentés essentiellement par *Megaluropus agilis*, suivi par les cumacés (28,8 %) en particulier *Pseudocuma simile* (Tableaux 63 ; 64). Pour les sables moyens, les proies les plus consommées sont les amphipodes (51,4 %) essentiellement *Megaluropus agilis* et *Apherusa bispinosa*, puis les décapodes (13,7 %) avec *Galathea intermedia* et *Pisidia longicornis*, ensuite

les copépodes (12,1 %) et enfin les cumacés (11,1 %) notamment *Pseudocuma simile* (Tableaux 66 ; 67).

Tableau 64 : Tableau du nombre total des neuf proies majoritaires ingérées par les espèces démersales aux niveaux des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.

Proies	sG	gS	S
<i>Megaluropus agilis</i>	-	1539	3769
<i>Apherusa bispinosa</i>	5	53	2485
<i>Pseudocuma simile</i>	-	1010	1368
Copepoda	-	217	1539
Siphon <i>Polititapes rhomboides</i>	1064	101	146
<i>Galathea intermedia</i>	95	68	938
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	5	115	454
<i>Pisidia longicornis</i>	238	31	274
<i>Philoceras sculptus</i>	25	22	377

2.4 Disponibilité de l'holosuprabenthos

Les espèces holosuprabenthiques déterminées à partir des prélèvements suprabenthiques (à l'aide du traîneau suprabenthique Macer-Giroq) sont également présentes dans nos échantillons benthiques (prélevés avec la benne Van Veen). Les biomasses des prélèvements suprabenthiques échantillonnées avec le traîneau, sont rapportées par rapport à une surface (m²) grâce à la longueur et la largeur des traits d'échantillonnage. Pour les prélèvements à la benne Van Veen, les biomasses sont rapportées pour une surface d'un m². Lors des prélèvements benthiques, de nombreux individus appartenant au compartiment pélagique (copépodes et larves de décapodes) ont été échantillonnés, ainsi les prélèvements réalisés avec la benne Van Veen permettent également d'échantillonner la faune nageant au-dessus du sédiment (les pércarides par exemple). Les espèces présentes dans la colonne d'eau correspondant aux individus migrant du sédiment à la colonne d'eau constituent la biomasse holosuprabenthique disponible pour les poissons démersaux car potentiellement capturable par ces derniers. Cependant, tous les individus ne migrent pas dans la colonne d'eau et certains restent dans le sédiment. Ainsi, sera déterminé la biomasse des espèces holosuprabenthiques migrant dans la colonne par rapport à celle qui est présente le jour dans le sédiment. Les prélèvements pour l'étude des espèces holosuprabenthiques dans la colonne d'eau ont été réalisés au niveau des sables moyens et des graviers ensablés, mais pas sur les

sables graveleux. Comme, les graviers ensablés et les sables graveleux ont une même communauté benthique partageant ces deux types sédimentaires, nous considérerons que les observations holosuprabenthiques effectués au niveau des graviers ensablés seraient similaires au niveau des sables graveleux. Ainsi, dans la suite de l'étude, les biomasses holosuprabenthiques obtenues au niveau des graviers ensablés seront transposés aux sables graveleux afin d'avoir l'ensemble des compartiments sur les trois habitats sédimentaires.

Les biomasses holosuprabenthiques au niveau du sédiment sont plus importantes en été qu'en hiver (Tableau 65). En hiver, ces biomasses sont plus fortes dans les graviers ensablés que dans les sables graveleux et sables moyens (Tableau 65), alors qu'en été, c'est sur les sables moyens que ces biomasses sont les plus fortes par rapport aux deux autres types sédimentaires (Tableau 65).

Pour les biomasses holosuprabenthiques présentes au niveau de la colonne d'eau (de jour et de nuit), c'est au niveau des sables moyens qu'elles sont les plus élevées, en hiver comme en été (Tableau 65). Ainsi, la biomasse de cette catégorie benthique au niveau de la colonne d'eau est dépendante de l'habitat sédimentaire, avec une présence au niveau de la couche suprabenthique plus importante sur les sables moyens que dans les sédiments grossiers (Tableau 65).

Tableau 65 : Biomasse des proies holosuprabenthiques au niveau de la colonne d'eau et dans le sédiment en été et hiver sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens.

		Biomasse (g PSLC.m ⁻²)	
		Présent dans le benthos	Présent dans la colonne d'eau
Hiver	sG	0,17	0,004
	gS	0,05	0,004
	S	0,05	0,03
Eté	sG	0,21	0,0001
	gS	0,16	0,0001
	S	1,11	0,14

La disponibilité de l'holosuprabenthos est en moyenne plus importante en hiver (24,2 %) qu'en été (4,3 %) sur l'ensemble des trois habitats sédimentaires (Figure 101). En hiver et en été, la disponibilité est croissante des graviers ensablés aux sables moyens (Figure 101), peut être en lien avec l'accès à la nourriture. Mais c'est au niveau des sables moyens que la

disponibilité de l'holosuprabenthos est la plus importante (Figure 101) et essentiellement en hiver, avec un pourcentage de disponibilité de 63,2 % contre 12,7 % en été (Figure 101).

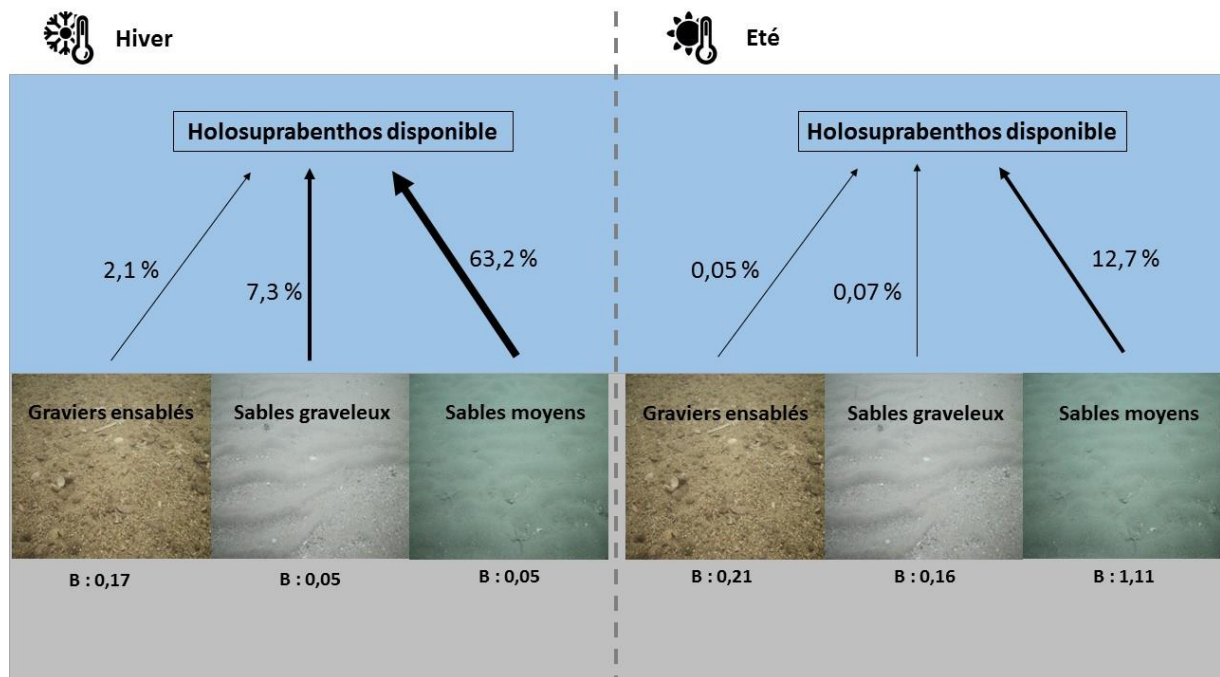


Figure 101 : Pourcentage de la biomasse holosuprabenthique migrant dans la colonne d'eau (%) en hiver en été sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens (B : Biomasse en g PSLC.m⁻²).

Ainsi, ce n'est pas pour des types sédimentaires où les biomasses holosuprabenthiques sont les plus élevées que la migration de ces organismes dans la couche suprabenthique sont les plus importantes. La forte migration observée au niveau des sables moyens est peut-être en lien avec une recherche de nourriture.

2.5 Lien biomasse des proies disponible – consommation

Les biomasses des proies disponibles sont obtenues à partir des prélèvements effectués à la benne Van Veen, traineau suprabenthique et filet zooplanctonique. Ces biomasses sont ensuite réparties selon la position de vie des invertébrés identifiés par type sédimentaire et saison (hiver et été). La consommation correspond à la biomasse des proies présentes dans les estomacs des poissons démersaux. Selon l'espèce, ces biomasses sont replacées selon leurs positions de vie (catégorie benthique) et selon le type sédimentaire sur lequel les poissons ont été échantillonnés. Cette consommation correspond à une biomasse consommée à un instant t durant la saison hivernale ou estivale.

2.5.1 Biomasse saisonnière

La biomasse des différentes catégories benthiques est plus forte en été avec une biomasse moyenne de 103,6 g PSLC.m⁻² sur l'ensemble des trois habitats sédimentaires qu'en hiver (52,6 g PSLC.m⁻²). En hiver, les graviers ensablés ont les plus fortes biomasses (80,0 g PSLC.m⁻²) puis les sables graveleux (59,8 g PSLC.m⁻²) et enfin les sables moyens (19,0 g PSLC.m⁻²). Alors qu'en été, ce sont les sables graveleux qui ont les plus fortes biomasses avec 133,5 g PSLC.m⁻², puis les graviers ensablés avec 149,5 g PSLC.m⁻² et enfin les sables moyens (27,8 g PSLC.m⁻²).

L'endofaune selon les saisons et les types sédimentaires représente à elle seule, 71 à 97 % de la biomasse des proies disponibles (Tableau 66). Les proies ayant les plus fortes biomasses après l'endofaune, sont l'épifaune vagile et sessile sur les sédiments grossiers (sG et gS) et le mérosuprabenthos sur les sables moyens (Tableau 66).

Tableau 66 : Biomasse en grammes de Poids Sec Libres de Cendre par m² en hiver et en été au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.

		Biomasse	
		Hiver	Eté
sG	Endofaune	74,02	126,94
	Holosuprabenthos	0,17	0,21
	Mérosuprabenthos	0,00005	0,0005
	Epifaune vagile	2,36	3,41
	Epifaune sessile	1,24	1,28
	Holozooplancton	1,18	1,69
gS	Endofaune	53,93	144,92
	Holosuprabenthos	0,05	0,16
	Mérosuprabenthos	0,00005	0,00005
	Epifaune vagile	1,94	1,84
	Epifaune sessile	2,73	0,91
	Holozooplancton	1,18	1,69
S	Endofaune	13,52	22,38
	Holosuprabenthos	0,05	1,11
	Mérosuprabenthos	0,0001	0,49
	Epifaune vagile	2,23	1,13
	Epifaune sessile	0,13	0,12
	Holozooplancton	3,06	2,62

2.5.2 Consommation saisonnière

En comparaison de la biomasse des compartiments « proies », la consommation à un instant t (moyenne de deux campagnes par saison), est extrêmement faible. Certains compartiments ne sont pas consommés, tel que le mérosuprabenthos durant l'hiver et l'été sur les graviers ensablés et durant l'été sur les sables graveleux (Tableau 67). L'épifaune sessile n'est pas du tout consommée au sein des sables moyens (Tableau 67). Au niveau des sédiments grossiers (sG et gS), il y a de fortes variations de consommation entre l'hiver et l'été. En effet, en hiver, l'endofaune et l'épifaune vagile sont fortement consommés (avec l'holosuprabenthos pour les gS), alors qu'en été, la consommation est essentiellement caractérisée par l'épifaune vagile (Tableau 67). Pour les sables moyens, il y a de légères variations entre l'hiver et l'été, mais de manière générale, l'endofaune, l'holosuprabenthos et l'épifaune vagile constituent les compartiments les plus consommés (Tableau 67).

Tableau 67 : Consommation en grammes de Poids Sec Libres de Cendres par m² et en pourcentage pour l'endofaune, l'holosuprabenthos, le mérosuprabenthos, l'holozooplancton, l'épifaune vagile et sessile en hiver et en été sur graviers ensablés, sables graveleux et sables moyens.

		Consommation (gPSLC.m ²)		Consommation (%)	
		Hiver	Eté	Hiver	Eté
sG	Endofaune	0,0013	0,000061	63,9 %	5,6 %
	Holosuprabenthos	0,0000088	0,0000024	0,5 %	0,3 %
	Mérosuprabenthos	-	-	-	-
	Epifaune vagile	0,00069	0,0010	33,9 %	92,0 %
	Epifaune sessile	0,000035	0,000023	1,7 %	2,1 %
	Holozooplancton	-	-	-	-
gS	Endofaune	0,00012	0,000012	24,3 %	1,3 %
	Holosuprabenthos	0,00012	0,0000018	24,3 %	0,2 %
	Mérosuprabenthos	0,00000062	-	0,1 %	-
	Epifaune vagile	0,00025	0,00089	50,8 %	98,4 %
	Epifaune sessile	0,00000042	0,00000082	0,1 %	0,1 %
	Holozooplancton	0,0000016	-	0,4	-
S	Endofaune	0,00018	0,00062	40,7 %	33,1 %
	Holosuprabenthos	0,00015	0,00025	33,9 %	13,4 %
	Mérosuprabenthos	0,0000018	0,00000071	0,4 %	< 0,1 %
	Epifaune vagile	0,000097	0,0010	22 %	53,4 %
	Epifaune sessile	-	-	-	-
	Holozooplancton	0,000013	0,00000006	3 %	< 0,1 %

2.5.3 Proportion des stocks consommés

Pour les compartiments consommés, la proportion de la biomasse de la catégorie de proies qui est consommée va de 0,00002 à 1,8 % pour l'hiver et de 0,0000002 à 0,09 % pour l'été (Tableau 68). Au niveau des trois habitats sédimentaires, la biomasse de l'endofaune est très faiblement consommée alors que c'est la catégorie qui a la biomasse benthique la plus importante.

Au niveau des trois habitats sédimentaires, l'holosuprabenthos est fortement consommé par rapport à sa biomasse, suivi par l'épifaune vagile (Tableau 68).

Tableau 68 : Proportion en % de la biomasse des différents compartiments proies qui est consommée par les espèces démersales en hiver et en été au niveau des graviers ensablés, des sables graveleux et des sables moyens.

		Hiver	Eté
sG	Endofaune	0,002 %	0,00005 %
	Holosuprabenthos	0,005 %	0,001 %
	Mérosuprabenthos	-	-
	Epifaune vagile	0,03 %	0,03 %
	Epifaune sessile	0,003 %	0,002 %
	Holozooplancton	-	-
gS	Endofaune	0,0002 %	0,000008 %
	Holosuprabenthos	0,2 %	0,001 %
	Mérosuprabenthos	1,2 %	-
	Epifaune vagile	0,01 %	0,05 %
	Epifaune sessile	0,00002 %	0,00009 %
	Holozooplancton	0,0001 %	-
S	Endofaune	0,001 %	0,003 %
	Holosuprabenthos	0,3 %	0,02 %
	Mérosuprabenthos	1,8 %	0,0001 %
	Epifaune vagile	0,004 %	0,09 %
	Epifaune sessile	-	-
	Holozooplancton	0,0004 %	0,0000002 %

2.5.4 Récapitulatif

Le schéma conceptuel présenté à la figure 102, résume à l'échelle du site de DLT (sur l'ensemble des trois types sédimentaires) le lien entre les proies et les poissons démersaux sur une année. Sur l'ensemble du site, il existe six compartiments proies : l'endofaune, l'épifaune vagile, l'épifaune sessile, l'holosuprabenthos, le mérosuprabenthos et l'holozooplancton. Parmi ces six compartiments, la biomasse mérosuprabenthique est le compartiment qui est le plus consommé (0,005 %) (Figure 101). La biomasse holosuprabenthique est le second compartiment qui est le plus consommé (0,0009 %), ce compartiment disponible pour les poissons démersaux correspond à une migration en dehors du sédiment de ces espèces de l'ordre de 14,2 % (Figure 101). Les deux autres compartiments dont la biomasse est la plus consommée sont l'épifaune vagile (0,00004 %) et l'endofaune (Figure 101). L'endofaune, qui correspond au compartiment présentant la plus importante biomasse annuelle ($55,3 \text{ g PSLC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) est très faiblement consommée (0,0001 %) révélant ainsi que la biomasse de ce compartiment correspondrait à un « cul de sac trophique » avec une biomasse qui n'est pas transférée aux niveaux trophiques supérieurs, représenté ici par les poissons démersaux (Figure 102). L'épifaune sessile est un compartiment peu consommé par les poissons démersaux (Figure 102). L'holozooplancton, constitué par les copépodes est très peu consommé par les poissons démersaux (Figure 102), or ce compartiment qui est pélagique est une source de proies pour les poissons planctonivores.

De manière générale, ce sont les crustacés qui représentent la majorité des proies consommées au niveau du site de Dieppe-Le Tréport (Figure 102). Cependant, ce résultat doit être interprété avec précaution car la chitine des crustacés demeure longtemps dans les contenus stomacaux en comparaison aux tissus mous d'autres taxa (mais les soies des polychètes ou leurs mâchoires restent aussi longtemps dans les estomacs). Ce risque a été limité en étudiant que le contenu stomacal et non le tube digestif des poissons (où les proies sont vite dégradées).

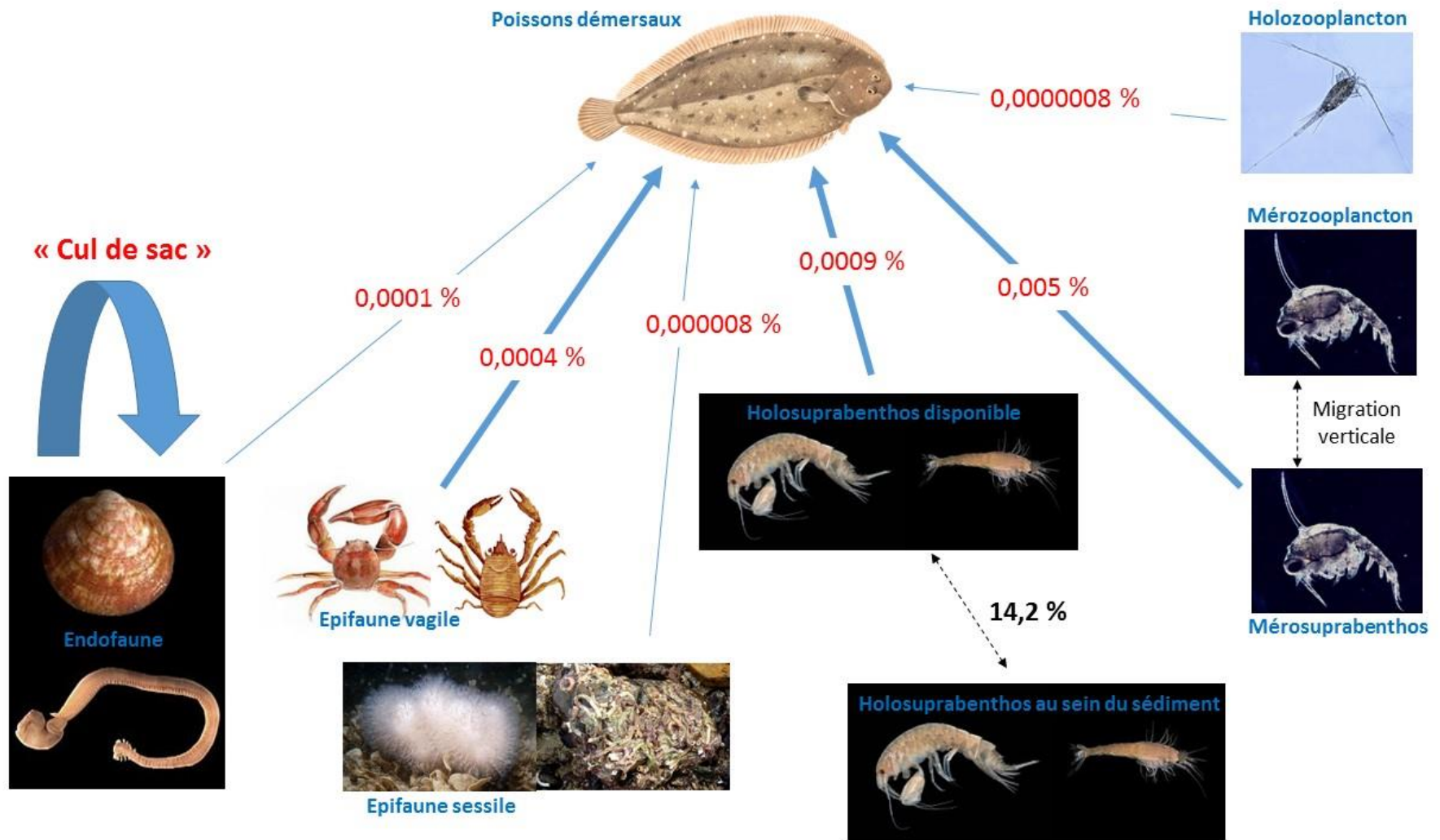


Figure 102 : Synthèse de la consommation annuelle des espèces démersales au niveau des compartiments benthiques à un instant t sur l'ensemble du site d'étude.

3. Analyses isotopiques

Afin d'avoir une vue plus complète du régime trophique des poissons demersaux, il a été décidé de réaliser des analyses isotopiques sur ces derniers. En effet, ces analyses permettent d'avoir des informations complémentaires par rapport à celles obtenues avec les contenus stomacaux qui donnent une image du régime trophique de l'espèce à un instant t. Par ailleurs ces analyses isotopiques ont également servi à valider les niveaux trophiques issus des modèles Ecopath.

Ces analyses isotopiques ont été réalisées dans le cadre d'un stage de L2 (Lilia Leconte) que j'ai co-encadré avec Aurore Raoux et Karine Grangeré.

3.1 Les poissons démersaux

Les individus furent échantillonnés durant la dernière campagne (C4) en hiver. Pour les poissons démersaux, huit espèces furent choisies dont six présentes sur les sédiments grossiers (sG & gS) et les sables moyens (S) afin de comparer leurs signatures sur ces deux habitats différents. La taille moyenne et le nombre d'individus analysés sont résumés dans le tableau 69.

Tableau 69. Effectif et tailles des espèces de poissons démersaux échantillonnés sur les deux ensembles d'habitats.

Espèce	sG & gS		S	
	Effectif	Taille moyenne (cm)	Effectif	Taille moyenne (cm)
<i>Limanda limanda</i>	5	18,9 ± 1,2	5	18,4 ± 3,9
<i>Pleuronectes platessa</i>	5	20,3 ± 3,1	5	21,4 ± 3,0
<i>Arnoglossus laterna</i>	6	10,6 ± 1,1	6	9,9 ± 1,1
<i>Echiichthys vipera</i>	5	10,4 ± 0,6	6	9,8 ± 0,7
<i>Callionymus lyra</i>	10	10,9 ± 3,3	5	10,5 ± 0,9
<i>Agonus cataphractus</i>	10	11,1 ± 0,3	10	10,4 ± 1,9
<i>Raja clavata</i>	-	-	8	22,2 ± 9,6
<i>Buglossidium luteum</i>	-	-	9	9,9 ± 1,0
Total	41		54	

Les figures 103 et 104 mettent en évidence des variations des signatures isotopiques du carbone et de l'azote entre les différentes espèces de poissons échantillonnées au sein d'un même type sédimentaire. En effet, en ce qui concerne les graviers ensablés et les sables graveleux, les mesures de $\delta^{13}\text{C}$ s'étendent de $-18,5 \pm 0,8$ à $-16,4 \pm 0,8$. De même sur les sables moyens, les mesures de $\delta^{13}\text{C}$ s'étendent de $-18,6 \pm 0,9$ à $-16,6 \pm 0,4$.

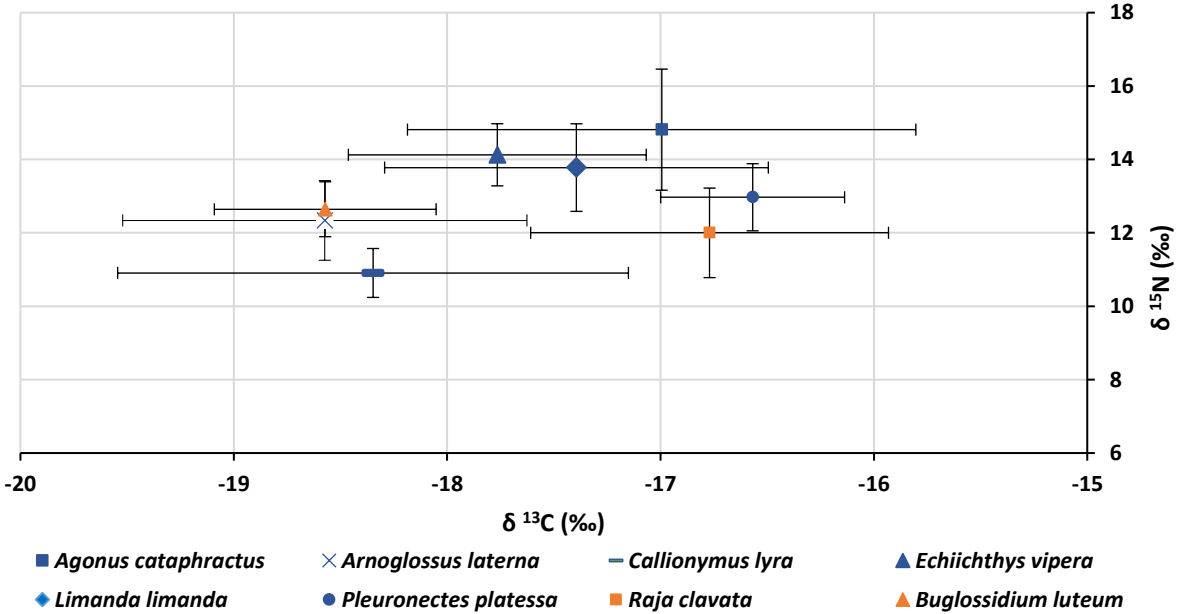


Figure 103 : Variations des signatures isotopiques du carbone et de l'azote des huit espèces de poissons présentes sur les sables moyens avec leur écart-type.

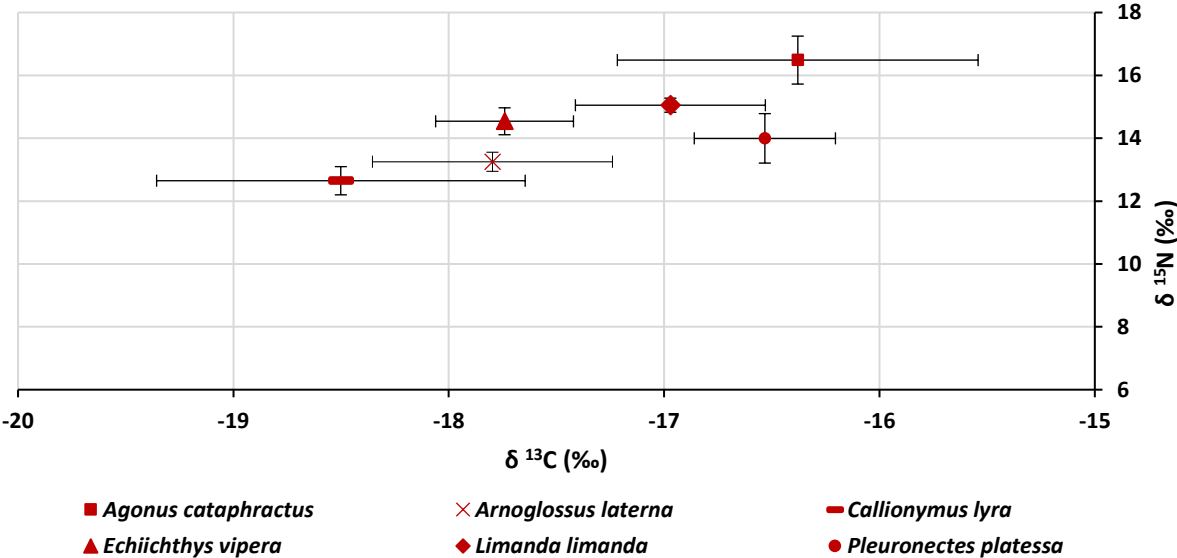


Figure 104 : Variations des signatures isotopiques du carbone et de l'azote des six espèces de poissons présentes sur les graviers ensablés et les sables graveleux avec leur écart-type.

La figure 105 révèle que les espèces de poissons échantillonnées sur les graviers ensablés et sables graveleux présentent des signatures isotopiques similaires aux espèces échantillonnées sur les sables moyens (Figure 105) pour le carbone ($ANOVA_{Agonus\ cataphractus} = 1,78 ; p = 0,20 ; ANOVA_{Arnoglossus\ laterna} = 2,41 ; p = 0,15 ; ANOVA_{Callionymus\ lyra} = 0,04 ; p = 0,84 ; ANOVA_{Echiichthys\ vipera} = 0,03 ; p = 0,88 ; ANOVA_{Limanda\ limanda} = 0,89 ; p = 0,37 ; ANOVA_{Pleuronectes\ platessa} = 0,02 ; p = 0,88$). Alors que pour l'azote, il y a des différences entre les sédiments grossiers et les sables moyens pour *Agonus cataphractus*, *Callionymus lyra* et *Limanda limanda* ($ANOVA_{Agonus\ cataphractus} = 8,49 ; p < 0,01 ; ANOVA_{Arnoglossus\ laterna} = 3,91 ; p = 0,07 ; ANOVA_{Callionymus\ lyra} = 17,80 ; p < 0,01 ; ANOVA_{Echiichthys\ vipera} = 1,24 ; p = 0,30 ; ANOVA_{Limanda\ limanda} = 5,50 ; p < 0,05 ; ANOVA_{Pleuronectes\ platessa} = 3,63 ; p = 0,1$).

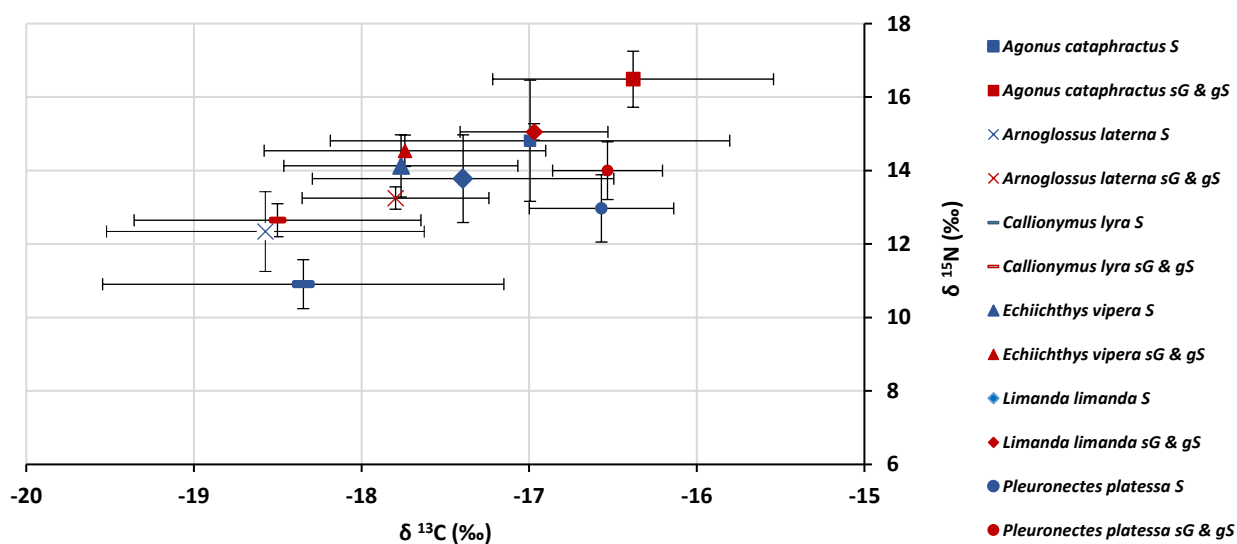


Figure 105 : Signatures isotopiques du carbone et de l'azote des six espèces de poissons présentes sur les deux types de substrats ainsi que leur écart-type correspondant. En bleu les espèces présentes sur les graviers ensablés et les sables graveleux et en rouge les espèces présentes sur les sables moyens.

Enfin, la figure 106 est en cohérence avec les observations faites ci-dessus et met en évidence que les espèces de poissons échantillonnées sur les graviers ensablés et sables graveleux présentent de niveaux trophiques similaires aux espèces échantillonnées sur les sables moyens.

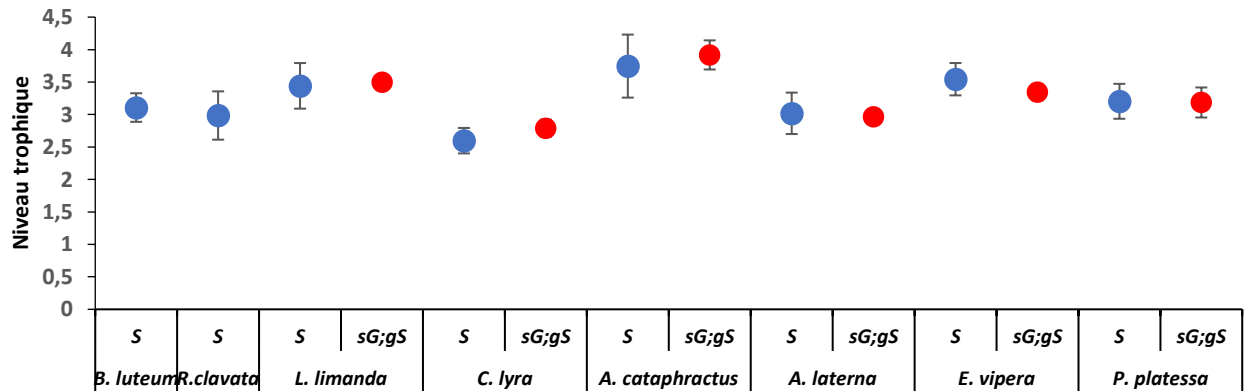


Figure 106 : Niveaux trophiques de chacune des huit espèces de poissons démersaux présentes sur chaque type de substrat. (En bleu : sur les sables moyens, en rouge : sur les graviers ensablés et sables graveleux).

3.2 Le benthos

Les individus furent échantillonnés durant la dernière campagne (C4) en hiver. Pour les organismes benthiques, six espèces communes aux sédiments grossiers (sG & gS) et aux sables moyens (S) furent choisies (Figure 107).

Les organismes benthiques échantillonnés aux niveaux des graviers ensablés et sables graveleux présentent des signatures isotopiques similaires aux organismes benthiques échantillonnés sur les sables moyens (Figure 107).

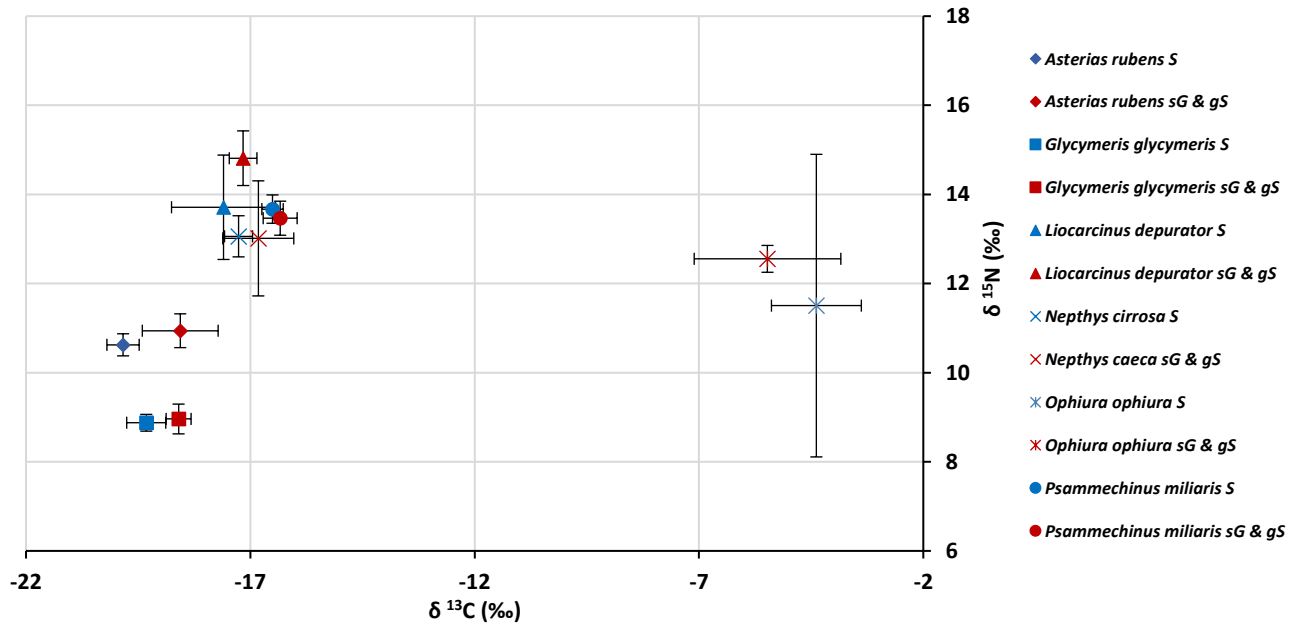


Figure 107: Signatures isotopiques du carbone et de l'azote des six espèces benthiques présentes sur les deux types de substrats ainsi que leurs écart-types correspondant. En bleu les espèces présentes sur les graviers ensablés et les sables grossiers et en rouge les espèces présentes sur les sables moyens.

Ces analyses nous ont permis de mettre en évidence que bien que que les espèces de poissons échantillonnées sur les graviers ensablés et sables graveleux présentent des proies différentes (cf résultats des contenus stomacaux), ces dernières présentent des niveaux trophiques similaires.

4. Modélisation Ecopath

Les parties suivantes présentent la méthodologie suivie pour la construction des modèles Ecopath puis les principaux résultats. Il a été choisi de faire un modèle par saison et par type sédimentaire afin de pouvoir comparer ces modèles dans les années à venir suite à la construction et au suivi à long-terme de cette nouvelle activité en mer. Pour chacun des trois habitats sédimentaires, trois modèles Ecopath ont été construits : un modèle par saison (été et hiver) et un modèle annuel soit un total de neuf modèles. L'objectif est d'analyser la structure et le fonctionnement de ces trois types sédimentaires présents sur le site du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport par rapport à des modèles établis sur d'autres zones en Manche. Les modèles par saisons seront présentés en détail, mais les modèles annuels résultant de la moyenne des situations estivales et hivernales ne seront pas détaillés ici, car leurs constructions à révéler que les indices obtenus correspondaient à la moyenne des indices obtenue par saison.

4.1 Construction des modèles

La composition des groupes trophiques des modèles Ecopath a été réalisée en se basant sur les caractéristiques biologiques et écologiques des espèces et notamment leur régime alimentaire. Au total, 28 compartiments trophiques furent retenus, dont deux appartiennent aux mammifères marins, quatre aux poissons, 16 aux invertébrés benthiques et deux au compartiment suprabenthique (holosuprabenthos et mérosuprabenthos), deux au zooplancton (holozooplancton et mérozooplancton), un aux bactéries, un pour les producteurs primaires et un aux détritits (Figure 108, Annexes 5, 6, 9 et 10).

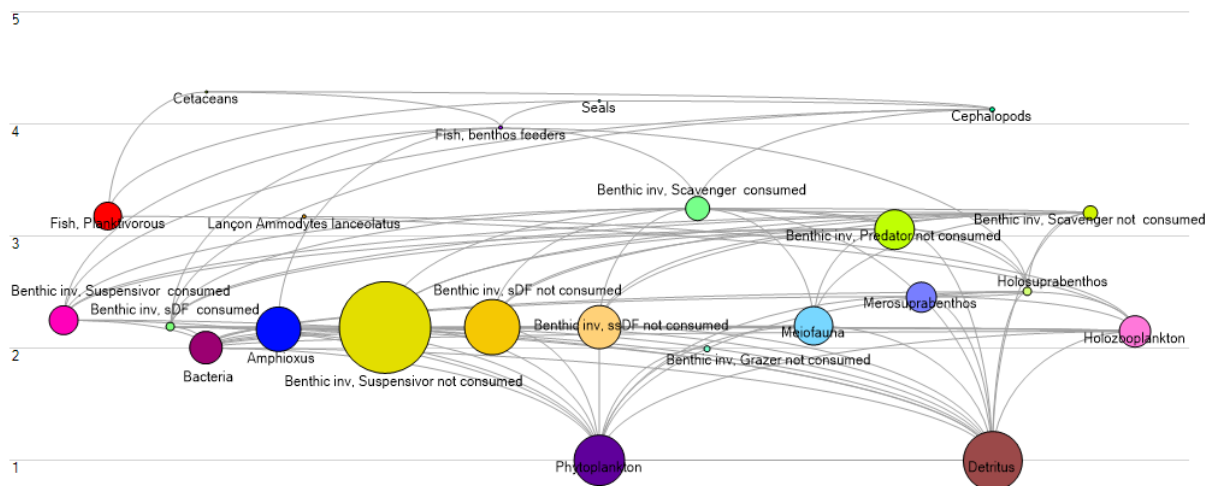


Figure 108 : Exemple de flux et biomasse des graviers ensablés en situation estivale.

Les biomasses moyennes annuelles des mammifères marins (cétacés et phoques), leurs P/B et leurs Q/B correspondent aux données du modèle Ecopath de la Manche Orientale (Carpentier *et al.*, 2009). Les poids frais des cétacés et des pinnipèdes ($t.Km^{-2}$) furent convertis en grammes de carbone par m^2 ($gC.m^{-2}$) en utilisant un facteur de conversion de 0,10 et de 0,17 respectivement (Bradford-Grieve *et al.*, 2003 ; Horn & de la Vega, 2016).

4.1.1 Compartiment céphalopode

Les biomasses moyennes annuelles des céphalopodes, leurs P/B et leurs Q/B correspondent aux données du modèle Ecopath de la Manche Orientale (Carpentier *et al.*, 2009). Les poids frais des céphalopodes ($t.Km^{-2}$) furent convertis en poids sec et en $gC.m^2$ en utilisant un facteur de conversion de 0,192 et 0,402 respectivement (Brey *et al.*, 2010). Compte tenu du cycle de vie des céphalopodes, impliquant des migrations importantes, des données issues de campagnes couvrant une grande superficie ont été privilégiées.

4.1.2 Compartiment poisson

Les biomasses moyennes saisonnières et annuelles des poissons plats, lançons et merlans sont issues des résultats de ma thèse. Les Poids Sec Libres de Cendre ($g PSLC.m^{-2}$) de ces trois compartiments furent convertis en $gC.m^2$ en utilisant un facteur de conversion de 0,4 (Elliott & Hemingway, 2002). En ce qui concerne les poissons planctonivores, les biomasses moyennes furent issues du modèle Ecopath de la Manche orientale (Carpentier *et al.*, 2009), car le chalut à perche n'est pas un engin adapté pour les échantillonner. Les poids frais ($t.Km^{-2}$) des poissons planctonivores furent convertis en poids sec libre de cendre (facteur de 0,35) puis en carbone (facteur de 0,35) (Boët *et al.*, 1999). Les P/B et Q/B de tous les poissons furent issus

de Mackinson & Daskalov (2007). Enfin, la matrice des régimes alimentaires des poissons a été construite à partir de l'étude des contenus stomacaux réalisée dans le cadre de ma thèse.

Les données de captures françaises ont été récupérées à partir des sorties de l'algorithme opérationnel SACROIS de l'Ifremer. Ces données correspondent à la période 2014-2015, et couvrent tout le bassin oriental de la Manche (Zone VIId) et sont organisées par carré statistique ICES. Afin de correspondre à la zone de mes modèles Ecopath, les captures par espèce ont été recalculées au niveau la zone d'implantation du futur parc éolien.

4.1.3 Compartiment benthique

Les biomasses moyennes saisonnières et annuelles des invertébrés benthiques sont issues des résultats de ma thèse. Le compartiment benthique a été divisé en 13 groupes trophiques. En effet, j'ai fait le choix de distinguer les compartiments benthiques consommés par les poissons et ceux non consommés par ces derniers. Ainsi, chaque groupe benthique (nécrophage, prédateurs, filtreurs, brouteurs, dépositores sélectifs et dépositores non sélectifs) a été divisé en deux : les consommés et les non consommés. Pour le groupe des suspensivores, notamment pour la palourde rose *Polititapes rhomboides*, la biomasse de cette espèce a été répartie dans le groupe des consommés (car les siphons sont consommés) et dans celui des non-consommés (pour la biomasse hors siphons). En plus de ces 12 groupes, le céphalocordé *Branchiostoma lanceolatum* a été inclus dans le modèle comme un compartiment mono-spécifique. Les poids secs libres de cendres (g PSLC.m^{-2}) furent convertis en gC.m^{-2} en utilisant un facteur de 0,518 (Brey, 2001). Les P/B et Q/B furent issus de la base de données de la thèse de Garcia (2010), pour des types sédimentaires et profondeurs similaires.

4.1.4 Compartiments suprabenthiques

Le compartiment suprabenthique a été divisé en deux compartiments : l'holosuprabenthos et le mérosuprabenthos. Comme pour le benthos, les biomasses moyennes saisonnières et annuelles ont été issues des résultats de ma thèse. Les poids secs libres de cendres (g PSLC.m^{-2}) furent convertis en gC.m^{-2} en utilisant un facteur de 0,518 (Brey, 2001) et les P/B et Q/B furent issus de la base de données de la thèse de Garcia (2010), pour des types sédimentaires et profondeurs similaires.

4.1.5 *Compartiment méiofaune*

Les biomasses moyennes saisonnière et annuelle sont issues des résultats de ma thèse. Le poids sec libre de cendre (g PSLC.m⁻²) fut converti en gC.m⁻² en utilisant un facteur de 0,518 (Brey, 2001) et le P/B fut issu de la thèse de Garcia (2010), pour des types sédimentaires similaires.

4.1.6 *Compartiment zooplanctonique*

Les biomasses moyennes saisonnière et annuelle de l'holozooplancton sont issues des résultats de ma thèse. Le poids sec libre de cendre (g PSLC.m⁻²) fut converti en gC.m⁻² en utilisant un facteur de 0,4 (Feller & Warwick, 1988) et le P/B fut issu du modèle Ecopath de la Manche orientale (Carpentier *et al.*, 2009).

4.1.7 *Compartiments bactérien, phytoplanctonique et détritique*

La biomasse et les paramètres associés pour le compartiment bactérien et la production primaire n'ont pas été estimés dans cette étude. Il a donc fallu se rapporter aux données issues de la bibliographie (Chardy, 1987; McIntyre, 1978 ; Mackinson & Daskalov, 2007). De même, la biomasse moyenne annuelle du compartiment détritique est également issue de la bibliographie (Garcia *et al.*, 2010).

4.2 Résultats

Le pedigree calculé pour l'ensemble des neuf modèles est de 7,36. D'après Morissette (2007), cette valeur indique que les données d'entrée du modèle sont de bonnes qualités en comparaison avec les autres pedigrees de modèles existants.

4.2.1 Biomasses

En hiver, le groupe fonctionnel dominant la biomasse dans les graviers ensablés et sables graveleux est le groupe « invertébrés benthiques filtreurs non consommés » (dominé majoritairement par l'amande de mer, *Glycymeris glycymeris* et le bivalve *Polititapes rhomboides*) qui représente respectivement environ 73 % et 72 % de la biomasse totale vivante (Tableau 70). En revanche, les sables moyens sont dominés par les « invertébrés benthiques dépositores non sélectifs et non consommés » (dominés majoritairement par l'oursin *Echinocardium cordatum*) qui représente environ 30 % de la biomasse totale vivante.

En été, le groupe fonctionnel « invertébrés benthiques filtreurs non consommés » (dominé majoritairement par l'amande de mer, *Glycymeris glycymeris*) présente la biomasse la plus élevée dans les trois types d'habitats sédimentaires. Ce groupe fonctionnel contribue à 75 % de la biomasse totale vivante dans les graviers ensablés, 77 % dans les sables graveleux et à 25 % dans les sables moyens. Le deuxième groupe fonctionnel dominant la biomasse dans les graviers ensablés et sables graveleux est le groupe « invertébrés benthiques dépositores sélectifs et non consommés » (dominés majoritairement par l'annélide *Polygordius lacteus*). Dans les sables moyens, le deuxième groupe dominant la biomasse est le groupe « invertébrés benthiques dépositores non sélectifs et non consommés » (dominés majoritairement par l'oursin *Echinocardium cordatum*). Ainsi, ces deux groupes non consommés représentent environ 82% de la biomasse totale vivante dans les graviers ensablés, 85% dans les sables graveleux et 42% dans les sables moyens et illustre parfaitement la notion de « cul de sac » déjà mis en évidence dans la zone d'étude. Le MTI (Mixed Trophic Impact) pour les situations estivale et hivernale sont présentés en annexe 7 et 8 et les Q/B (Consommation/Biomasse) en annexe 10.

Tableau 70 : Biomasses des différents groupes fonctionnels pour les trois modèles Ecopath de l'hiver et les trois de l'été (C : Consommé ; NC : Non Consommé).

Groupe		Biomasse par m ² (gC)						
		Hiver			Eté			
		sG	gS	S	sG	gS	S	
Cétacés		0,0016	0,0016	0,0016	0,0016	0,0016	0,0016	
Phoques		0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	
Céphalopodes		0,0161	0,0161	0,0161	0,0161	0,0161	0,0161	
Poisson	<i>Merlangius merlangius</i>	0,015	0,046	0,033	-	-	-	
	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	0,078	0,123	0,075	0,020	0,004	0,005	
	Poissons ronds démersaux	0,010	0,011	0,014	0,004	0,003	0,014	
	Poissons plats démersaux	0,031	0,039	0,026	-	0,001	0,009	
	Planctonivore	0,557	0,557	0,557	0,557	0,557	0,557	
Benthos	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>		1,660	0,425	0,044	2,036	0,807	0,032
	Prédateurs	C.	0,038	0,080	0,184	-	0,078	0,014
		N.C.	1,117	1,071	0,398	1,445	0,940	0,631
	Nécrophages	C.	0,301	0,001	0,012	0,414	0,203	0,491
		N.C.	0,083	0,290	0,942	0,162	0,256	0,007
	Suspensivores	C.	0,247	0,220	0,046	0,642	0,465	0,055
		N.C.	35,44	26,90	1,79	56,98	65,40	5,07
	Dépositivores sélectifs	C.	0,008	0,016	0,003	0,055	0,015	2,45
		N.C.	0,176	0,133	0,098	4,67	6,21	0,081
	Dépositivores non sélectifs	C.	0,176	0,142	0,009	-	0,037	0,016
		N.C.	0,974	1,058	4,70	1,81	2,11	3,40
	Brouteurs	C.	-	0,002	0,0004	-	-	-
		N.C.	0,030	0,012	0,0001	0,026	0,007	0,003
	Méiofaune		1,37	1,67	1,21	1,36	1,66	0,97
Holosuprabenthos		0,47	0,027	0,035	0,057	0,043	0,047	
Plancton	Mérosuprabenthos		0,146	0,146	0,244	0,660	0,664	0,611
	Holozooplancton		1,966	0,471	1,223	0,788	0,758	1,966
	Phytoplancton		3,10	3,10	3,10	3,10	3,10	3,10
Bactérie		0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	
Détritrus		6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	

4.2.2 Niveaux trophiques

Les niveaux trophiques sont directement obtenus à partir du logiciel Ecopath. Le niveau trophique des groupes fonctionnels varie d'un niveau trophique de 1 pour les producteurs primaires et les détritiques à un maximum de 4,46 pour les cétacés en hiver dans les sables moyens et de 4,66 pour les cétacés en été dans les sables graveleux (Tableau 71).

Quels que soient la saison et le type d'habitat sédimentaire, les mammifères marins présentent les niveaux trophiques les plus élevés et sont suivis par les céphalopodes et merlan en hiver et céphalopodes et « fish benthos feeders » en été.

Tableau 71 : Niveaux trophiques des différents groupes fonctionnels pour les six modèles d'hiver et d'été (C : Consommé ; NC : Non Consommé).

Groupe		Niveau trophique						
		Hiver			Eté			
		sG	gS	S	sG	gS	S	
Cétacés		4,33	4,36	4,46	4,29	4,66	4,62	
Phoques		4,44	4,44	4,38	4,21	4,33	4,21	
Céphalopodes		4,09	3,95	4,20	4,13	4,00	4,03	
Poisson	<i>Merlangius merlangius</i>	4,16	4,16	4,15	-	-	-	
	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	3,16	3,16	3,16	3,17	3,16	3,16	
	Poissons ronds démersaux	3,45	3,57	3,98	3,96	3,71	4,09	
	Poissons plats démersaux	3,74	3,04	3,32	-	3,30	3,30	
	Planctonivore	3,15	3,15	3,15	3,17	3,15	3,18	
Benthos	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>		2,18	2,18	2,18	2,18	2,18	2,18
	Prédateurs	C.	3,21	3,08	3,12	-	3,16	3,21
		N.C.	3,09	3,10	3,15	3,06	3,09	3,09
	Nécrophages	C.	3,48	3,66	3,52	3,25	3,38	3,18
		N.C.	3,50	3,33	3,39	3,21	3,37	3,41
	Suspensivores	C.	2,25	2,25	2,25	2,25	2,25	2,25
		N.C.	2,25	2,25	2,25	2,19	2,20	2,25
	Dépositivores sélectifs	C.	2,19	2,19	2,19	2,19	2,19	2,19
		N.C.	2,19	2,19	2,19	2,19	2,19	2,19
	Dépositivores non sélectifs	C.	2,19	2,19	2,19	-	2,19	2,19
		N.C.	2,19	2,19	2,19	2,19	2,19	2,19
	Brouteurs	C.	-	2,00	2,00	-	-	-
		N.C.	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
	Méofoaune		2,20	2,20	2,25	2,20	2,25	2,20
	Holosuprabenthos		2,51	2,51	2,51	2,50	2,51	2,51
Plancton	Mérosuprabenthos	2,56	2,51	2,52	2,46	2,50	2,52	
	Holozooplancton	2,15	2,15	2,15	2,15	2,15	2,15	
	Phytoplancton							
Bactérie		2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	
Détritiques								

4.2.3 Structure et fonctionnement de l'écosystème

4.2.3.1 Indice ENA

Les indices de l'analyse des réseaux écologiques (ENA) révèlent que les graviers ensablés et les sables graveleux présentent une activité totale du système (T..), une ascendance (A) et un recyclage (FCI) plus élevés que les sables fins pour les deux saisons (Tableau 72). Cette activité totale du système pourrait s'expliquer par une biomasse totale plus élevée (Tableau 72). Les résultats montrent également que les trois habitats sédimentaires sont plus actifs en été [augmentation de l'activité totale du système (SOI), l'ascendance, recyclage] qu'en hiver (Tableau 72). Enfin, l'omnivorie du système présente de faible variation entre les différents types sédimentaires et entre les saisons (Tableau 72).

Tableau 72 : Indice ENA et ratios pour les six modèles d'hiver et d'été (T.. : Activité totale du système en $gC.m^{-2}.an^{-1}$; A : Ascendance en $gC.m^{-2}.an^{-1}$; FCI : Indice de recyclage en % ; SOI : Indice d'omnivorie du système en % ; Bt : Biomasse totale en $gC.m^{-2}$)

		Hiver			Eté		
		sG	gS	S	sG	gS	S
Indice ENA	T..	923,2	875,3	832,9	1000,8	1182,9	892,7
	A	1021,0	968,9	928,8	1079,0	1080,0	957,2
	FCI	10,5	10,4	9,5	12,2	12,2	9,9
	SOI	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2
	Bt	48,8	37,3	15,5	75,6	84,1	20,3
Ratios	PPt/R	1,49	1,85	2,81	1,04	0,86	1,75
	PPt/B	4,87	6,36	15,30	3,14	2,89	11,72
	Bt/T..	0,05	0,04	0,02	0,08	0,07	0,02

4.2.3.2 Ratios

Les ratios présentés dans le tableau 72 apportent des informations sur d'autres aspects du système plus que sa « simple » description. Le ratio de la Production Primaire totale/Respiration (PPt/R) est en effet considéré par Odum (1971) comme étant un paramètre important dans l'évaluation de la maturité d'un écosystème. Dans ses premiers stades, la production d'un système est supposée être plus importante que la respiration, ce qui crée un ratio PPt/R supérieure à 1 (Odum, 1971). Dans un système subissant des perturbations organiques, le ratio PPt/R est inférieur à 1, alors que dans un système mature il tendra vers 1. Dans la zone d'étude, ce ratio est plus élevé en hiver qu'en été (Tableau 72) sur les trois types sédimentaires, ce qui indique que l'écosystème est dans un état plus mature en été qu'en

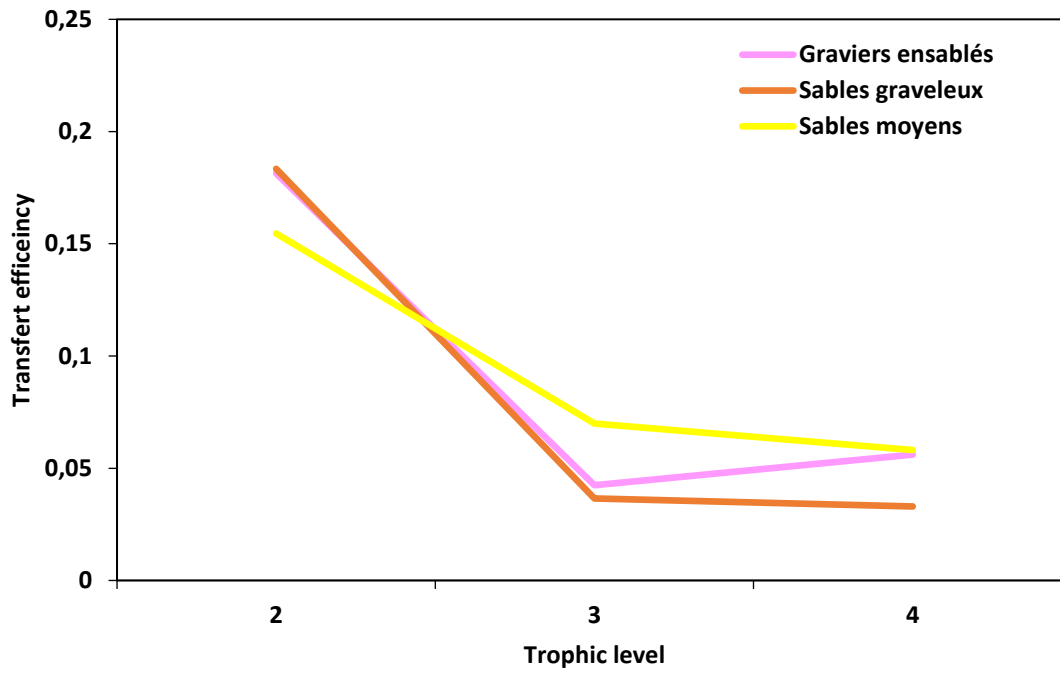
hiver, mais les valeurs sont toujours > 1 sauf pour gS en été. Cette approche de maturité par saison met en évidence l'influence que peut avoir la période (hiver ou été) sur l'analyse d'un écosystème, donc influencer la vision globale du fonctionnement de l'écosystème qui est le plus souvent analysé à partir de valeurs annuelles. Avec un ratio annuel de 1,3 et 1,4, les graviers ensablés et les sables graveleux correspondent à des écosystèmes matures. Alors qu'avec un ratio annuel de 2,3, les sables moyens sont un écosystème immature.

De la même manière, la valeur du ratio Production Primaire totale/Biomasse (PPT/B) dépend de l'état de maturité du système. En conséquence d'une production plus importante que la respiration dans les systèmes immatures, il est attendu que la biomasse s'accumule dans le temps ce qui à son tour fera diminuer la valeur du ratio. Ce ratio dans la zone d'étude est plus important en hiver qu'en été (Tableau 72) sur les trois types sédimentaires, montrant une plus faible maturité de l'écosystème en hiver. Annuellement, ce ratio est de 4 et de 4,6 sur les graviers ensablés et les sables graveleux et de 13,1 sur les sables moyens. Les graviers ensablés et les sables graveleux constituent des écosystèmes plus matures que celui des sables moyens.

Enfin, le ratio Biomasse totale du système/Activité totale du système (Bt/T..) correspond à la biomasse totale supportée par l'énergie disponible d'un système (Garcia, 2010). Ce ratio est supposé augmenter pendant les stades les plus matures d'un écosystème (Odum, 1971). Comme les deux autres ratios, ce ratio indique que les écosystèmes sont plus matures en été qu'en hiver et que les graviers ensablés et les sables graveleux sont plus matures que les sables moyens (Tableau 72).

En ce qui concerne l'efficacité de transfert, on observe que cette dernière décroît avec le niveau trophique dans les six modèles et selon une pente similaire (Figure 109).

Hiver



Eté

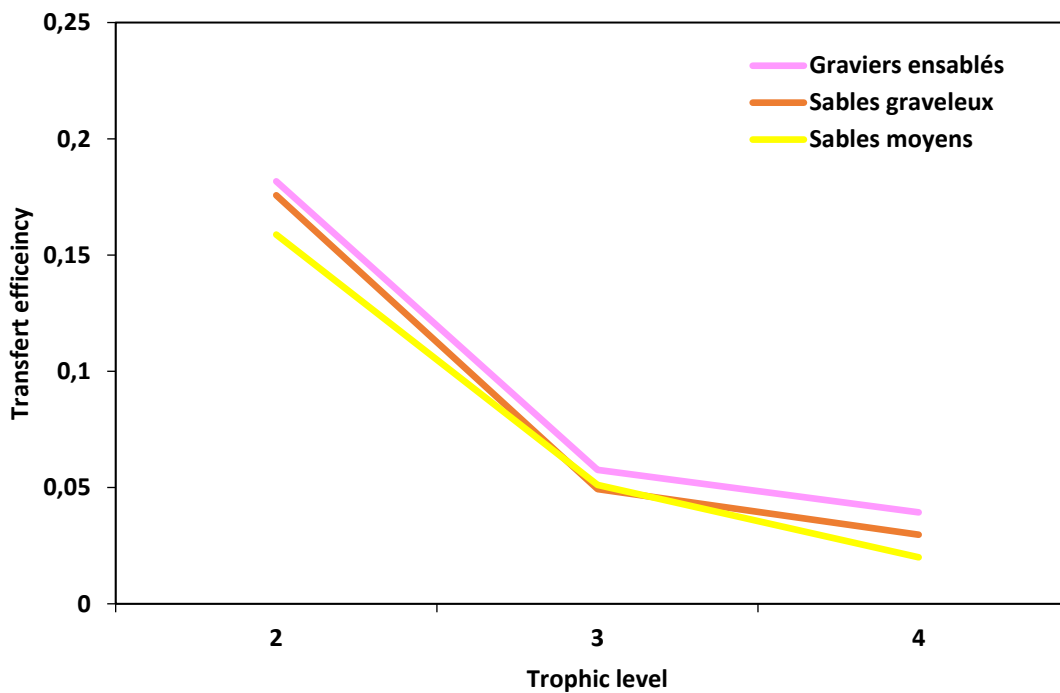


Figure 109 : Transfert efficiency en hiver et en été sur les trois habitats sédimentaires.

4.3 Fonctionnement d'un futur parc éolien comparé à celui du bassin oriental de la Manche à l'échelle de l'année

Dans la thèse de Garcia (2010), trois zones géographiques ont été délimitées : la baie de Seine, la Manche orientale et la Mer du Nord. Pour chacune des divisions géographiques, un réseau trophique a été modélisé selon trois types sédimentaires, les graviers ensablés avec cailloutis, les sables graveleux et les sables moyens (Figure 110), soit un total de neuf modèles disponibles. Au niveau du futur parc éolien de Courseulles-sur-mer en baie de Seine, une modélisation du réseau trophique a également été réalisée par Raoux *et al.* (2017) avant construction du parc correspondant aux sables graveleux. Enfin, Pezy *et al.* (2017) a modélisé le réseau trophique d'un site de dépôt de sédiments dans la partie orientale de la baie de Seine sur les sables moyens avant tout dépôts de dragage du Grand Port Maritime de Rouen.

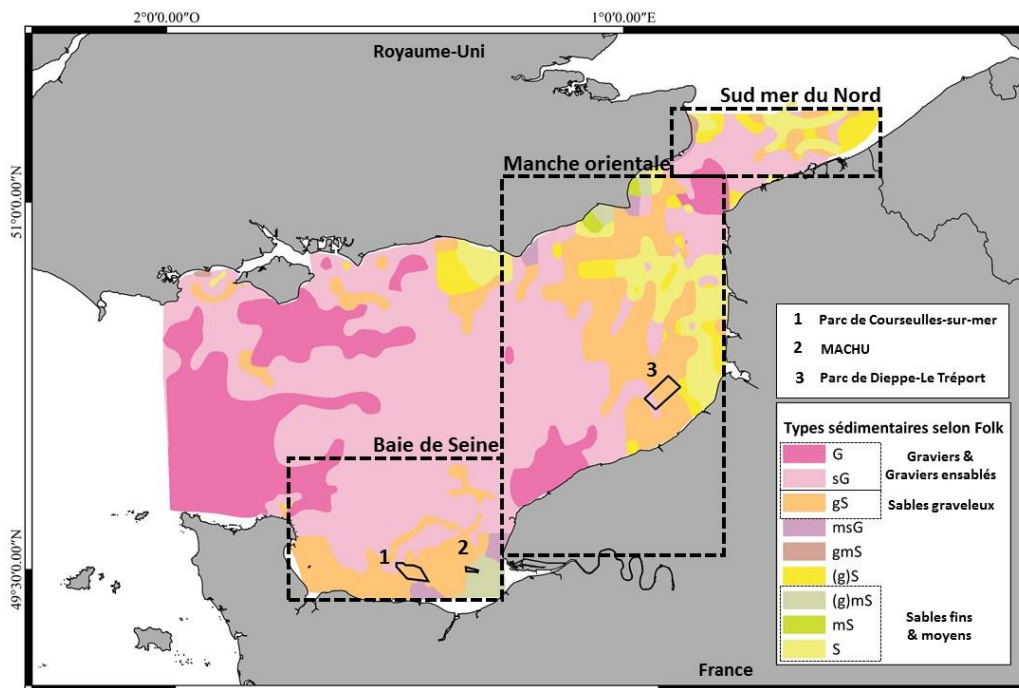


Figure 110 : Localisation des secteurs de la Manche étudié par Garcia (2010), du parc éolien de Courseulles-sur-mer (1), du site de clapage MACHU (2) et du parc éolien de Dieppe-Le Tréport (3) et au niveau de différents types sédimentaires du bassin oriental de la Manche.

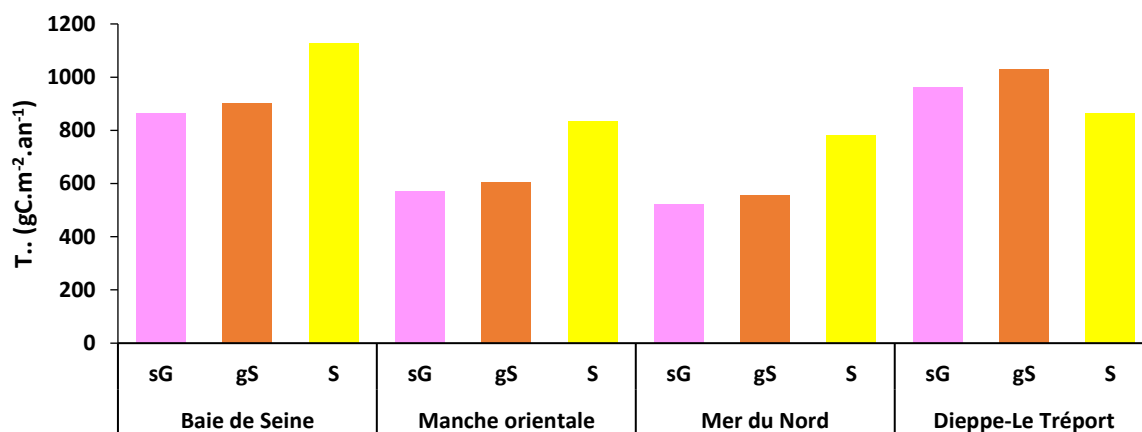
La comparaison des indices ENA obtenus des modélisations (15 compartiments) de la thèse de Garcia (2010) montre que pour les trois secteurs étudiés (Baie de Seine, Manche orientale et sud mer du Nord) il y a un gradient d'augmentation de ces indices allant des graviers ensablés/sables graveleux vers les sables moyens. En effet, l'activité totale du système (T.), l'ascendance (A) et le recyclage (FCI) sont moins importants au niveau des graviers

ensablés/sables graveleux qu'au niveau des sables moyens (Tableau 73 ; Figure 111). Alors qu'au niveau du site de Dieppe-Le Tréport (modèles de 27 compartiments), pour ces trois mêmes types sédimentaires, s'observe l'inverse, avec une activité totale du système, une ascendance et un recyclage plus importants au niveau des graviers ensablés/sables graveleux par rapport aux sables moyens (Tableau 73 ; Figure 111). L'activité totale du système et l'ascendance sont élevées au niveau des sables graveleux du futur parc éolien de Courseulles-sur-mer (37 compartiments) (Tableau 73). Ces fortes valeurs au niveau du site de Courseulles-sur-mer, localisé en baie de Seine, se traduisent par la géographie de la baie de Seine qui reçoit d'importants apports en sels nutritifs de la Seine et supportent une forte production primaire (Billen *et al.*, 2013). Si l'activité totale du système et l'ascendance sont les plus élevées sur un site localisé en baie de Seine, il devrait en être de même pour l'ensemble des sables graveleux de la baie de Seine. En outre, ces différences pourraient également s'expliquer par le fait que les indices A et T.. sont sensibles à la structure et au degré d'agrégation des groupes fonctionnels. Par exemple, le nombre de compartiments constituant le modèle a une influence sur la diversité des flux et sur le nombre total des flux du système (T..). De ce fait, un modèle avec un nombre élevé de compartiments présentera un T.. plus élevé que ce même écosystème modélisé avec un faible nombre de compartiments.

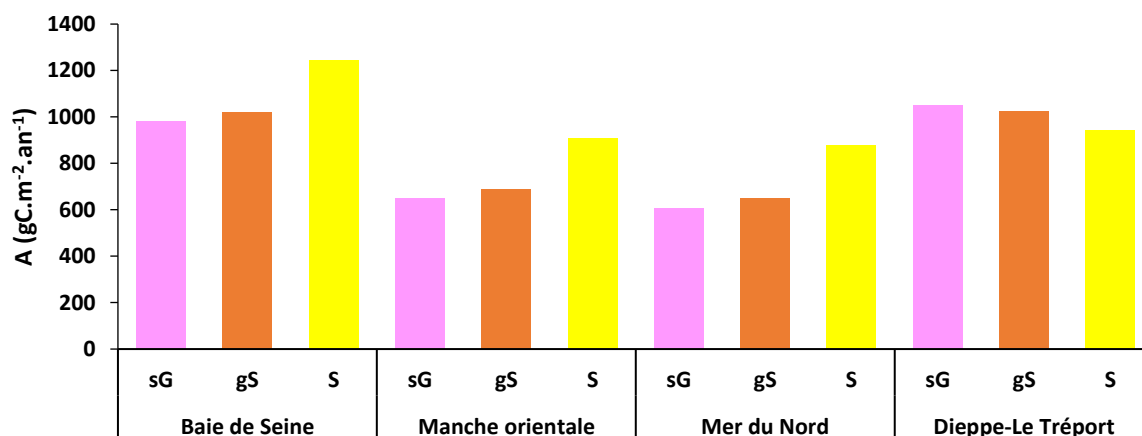
L'activité totale du système et l'ascendance sont également élevés au niveau des sables graveleux du site de DLT mais moins importants qu'à Courseulles-sur-mer (Tableau 73). Cette différence peut être expliquée par la présence du « fleuve côtier » riche en sels nutritifs apportés par la Seine le long des côtes du pays de Caux et favorable à la production primaire avec un effet moins important qu'au large de la baie de Seine.

Les différences d'indices ENA observés entre les modèles de Garcia (2010) et ceux de ma thèse entre les trois grands types sédimentaires pourrait correspondre à des différences de techniques d'acquisition des données. Les données benthiques du site de DLT sont issues de prélèvements réalisés sur 1 mm, alors que ceux du modèle de Garcia pour les graviers ensablés et sables graveleux correspondent à des prélèvements tamisés sur 2 mm. La perte d'abondance entre un tamisage sur 2 mm et 1 mm est de 30 % entre les deux tamisages. Néanmoins, les différences de biomasses entre 1 et 2 mm sont seulement de 5 % (Ghertsos, 2002). Cette différence explique sûrement par l'influence du fleuve côtier sur notre zone d'étude en lien avec de fortes production phytoplanctoniques (Figures 111, 112).

Activité totale du système



Ascendance



Recyclage

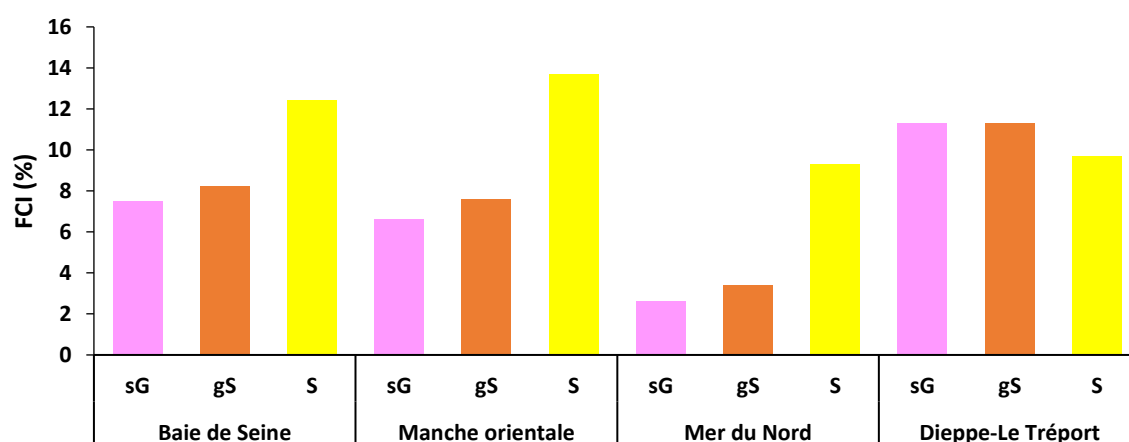


Figure 111 : Activité totale du système, Ascendance et Recyclage pour les trois types sédimentaires de la Baie de Seine, Manche orientale, Sud Mer du Nord et du site de Dieppe-Le Tréport (d'après Garcia, 2010).

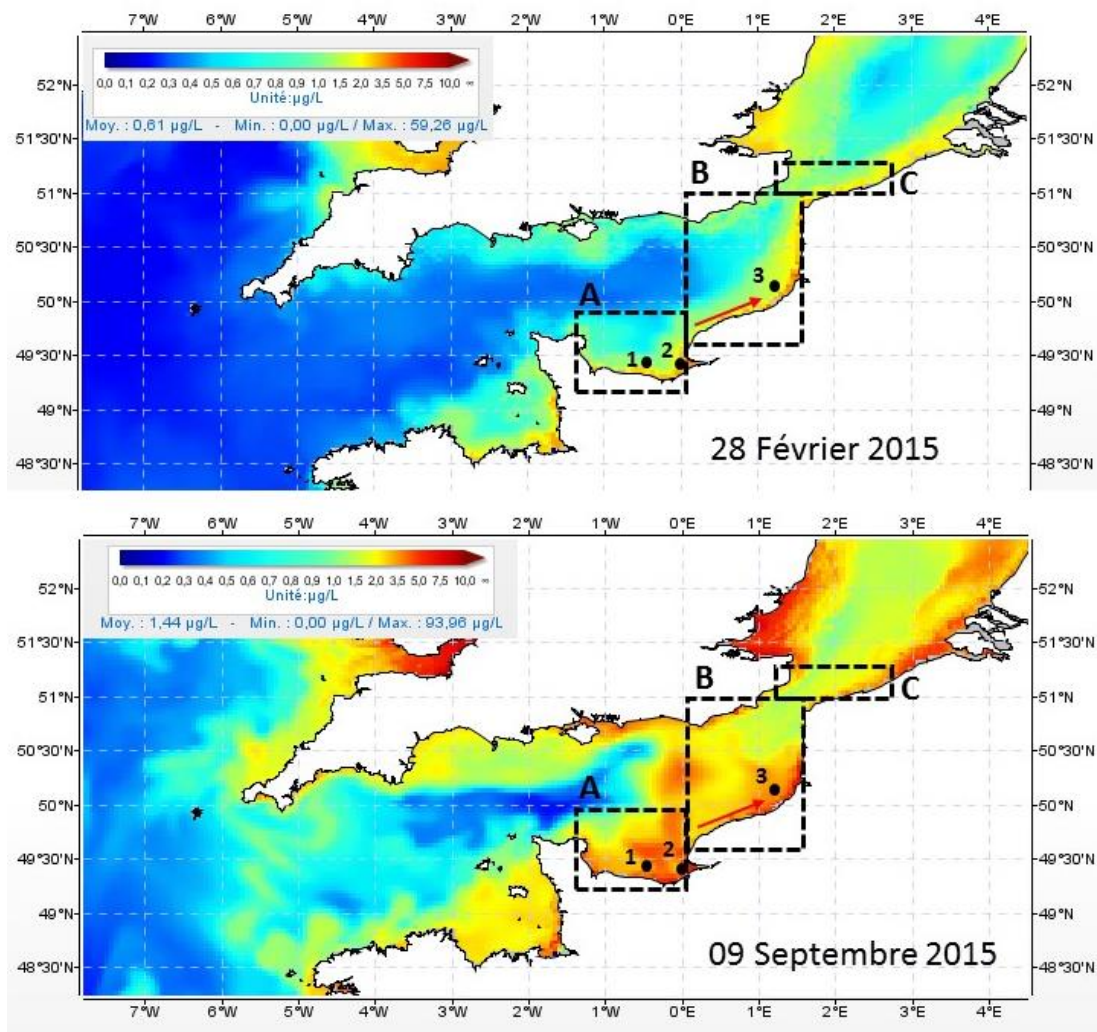


Figure 112 : Production phytoplanctonique en Manche en hiver (28 Février 2015) et en été (09 Septembre 2015) pour des dates correspond aux campagnes C2 et C3 (flèche rouge : fleuve côtier ; 1 : Courseulles-sur-mer ; 2 : Machu ; 3 : Dieppe-Le Tréport) (de ECO-MARS3D, Ifremer).

Pour les sables moyens, l'ascendance et l'activité totale du système apparaissent être similaires au niveau du site de DLT par rapport à ceux de la Manche orientale alors que le nombre de compartiments entre les modèles est différent. Aux niveaux de ces cinq écosystèmes, les valeurs des indices sont assez proches, les différences présentes pour les graviers ensablés et les sables graveleux où il y a un facteur deux à trois, ne sont pas si marquées pour les sables moyens. Ceci est notamment dû au fait que l'ensemble des données benthiques est issu de prélèvements tamisés sur 1 mm, mais aussi d'une plus grande ressemblance faunistique et biocénotique de cette communauté à l'échelle du bassin oriental de la Manche.

En ce qui concerne le recyclage (FCI), s'observent des valeurs plus élevées au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux du site de DLT pouvant s'expliquer par l'importante

biomasse des mollusques bivalves au niveau de ces deux types sédimentaires. En effet, dans leur simulation d'un effet récif, Raoux *et al.* (2017) ont mis en évidence une forte activité de recyclage en lien avec une forte biomasse des bivalves (*Mytilus edulis*) sur les mâts d'éoliennes en baie de Seine. Au niveau du SOI, s'observent des valeurs relativement similaires entre les différents systèmes (Tableau 73). Ces valeurs de SOI élevées indiquent que ces systèmes présentent une structure en réseau et non linéaire.

Tableau 73 : Comparaison des indices ENA des trois types sédimentaires du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport à des types sédimentaires similaires en Manche.

Type sédimentaire	Site	T.. (gCm ⁻² year ⁻¹)	A (gCm ⁻² year ⁻¹)	FCI (%)	SOI (%)	Références
Graviers ensablés	Baie de Seine	865	981	7,5	0,19	Garcia, 2010
	Manche orientale	570	651	6,6	0,19	
	Mer du Nord	522	608	2,6	0,19	
Sables graveleux	Baie de Seine	900	1018	8,2	0,19	
	Manche orientale	605	686	7,6	0,19	
	Mer du Nord	555	647	3,4	0,19	
Sables moyens	Baie de Seine	1128	1241	12,4	0,19	
	Manche orientale	833	909	13,7	0,19	
	Mer du Nord	783	878	9,3	0,19	
Graviers ensablés	Dieppe-Le Tréport	962	1050	11,3	0,20	Cette étude
Sables graveleux	Dieppe-Le Tréport	1029	1024	11,3	0,20	Cette étude
	Courseulles-sur-mer	1608	1869	9,2	0,17	Raoux <i>et al.</i> , 2017
Sables moyens	Dieppe-Le Tréport	863	943	9,7	0,20	Cette étude
	MACHU	1130	1130	11,8	0,22	Pezy <i>et al.</i> , 2017

Si nous comparons les zones géographiques du bassin oriental de la Manche et du sud de la mer du Nord, nous pouvons voir que la Baie de Seine est la région où l'activité totale du système et l'ascendance sont les plus élevées (Tableau 74). Cependant, il est utile de rappeler que la valeurs de T.. est dépendante du nombre de compartiments composant le modèle.

Tableau 74 : Comparaison des indices ENA du futur parc éolien à ceux de la baie de Seine, Manche orientale et sud de la mer du Nord.

Zone	T.. (gCm ⁻² an ⁻¹)	A (gCm ⁻² an ⁻¹)	FCI (%)	SOI (%)	Références
Dieppe-Le Tréport	951	1006	10,8	0,20	Cette étude
Baie de Seine	1232	1371	11,0	0,20	Garcia, 2010
Manche orientale	640	706	12,7	0,19	
Sud mer du Nord	545	630	4,0	0,17	

La comparaison des ratios (PPT/B et PPT/B) au niveau des graviers ensablés montre que le site de Dieppe-Le Tréport correspond à un écosystème mature alors que les ratios pour ces mêmes types sédimentaires en baie de Seine, Manche orientale et en mer du Nord montrent que les écosystèmes correspondant sont moins matures. Peut-être que cette observation différente s'explique par la théorie de « cul de sac » trophique de l'endofaune. En effet, pour la réalisation de mes modèles, j'ai utilisé des données de contenus stomacaux de la zone étudiée en déterminant précisant les espèces du benthos sont consommées et celles qui ne le sont pas. Le fait d'avoir une partie de la production benthique passant aux niveaux trophiques supérieurs (consommée par les poissons démersaux) et une partie non-consommée rendent le système plus spécialisé et donc plus mature (Ulanowicz, 1986).

Lors de la construction des modèles des trois zones géographiques appartenant au bassin oriental de la Manche, Clément Garcia n'avait pas de données précises de contenus stomacaux. En effet, si on transpose des données de régime alimentaire de poissons démersaux d'une zone à une étendue plus grande, on s'éloigne de la vérité trophique. Par exemple, si une espèce de poisson démersale mange X % de suspensivore, cela ne correspond pas à un pourcentage de l'intégralité de la biomasse des suspensivores, puisque au sein du groupe des suspensivores, il y a des espèces qui ne sont pas du tout consommées, tel que l'amande de mer (*Glycymeris glycymeris*) dans mon cas d'étude. C'est pour cela, que la comparaison de modèles entre eux est délicate dans le sens où la construction de ces différents modèles est différente de par la qualité des données. Pour les sables moyens, les

ratios observés aux niveaux des différents sites révèlent que ces différents écosystèmes sont tous immatures (Tableau 75). Or, le site de Dieppe-Le Tréport apparaît comme légèrement plus mature que ceux des sables moyens de la Baie de Seine, Manche orientale et mer du Nord (Tableau 75). De même, ces différences pourraient être expliquées par une différence de construction des différents modèles utilisés dans cette comparaison qui ne présentent pas le même nombre de compartiments.

Tableau 75 : Comparaison des ratios du futur parc éolien à ceux de la baie de Seine, Manche orientale et sud de la mer du nord sur les trois habitats sédimentaires.

Type sédimentaire	Site	Ppt/R	Ppt/B	Bt/T..	Références
Graviers ensablés	Dieppe-Le Tréport	1,3	4,0	0,060	Cette étude
	Baie de Seine	3,9	44,1	0,007	
	Manche orientale	4,2	42,3	0,008	Garcia, 2010
	Mer du Nord	7,3	47,3	0,009	
Sables graveleux	Dieppe-Le Tréport	1,4	4,6	0,050	Cette étude
	Courseulles-sur-mer	1,7	-	0,030	Raoux <i>et al</i> , 2017b
	Baie de Seine	3,6	42,7	0,007	
	Manche orientale	3,6	39,3	0,008	Garcia, 2010
	Mer du Nord	6,1	46,0	0,009	
Sables moyens	Dieppe-Le Tréport	2,3	13,1	0,02	Cette étude
	Baie de Seine	2,4	39,3	0,006	
	Manche orientale	2,1	35,8	0,006	Garcia, 2010
	Mer du Nord	2,9	41,4	0,007	

4.4 Lien analyses isotopiques et modèles Ecopath

Dans l'objectif d'évaluer la robustesse des modèles Ecopath construits sur les neuf situations, les niveaux trophiques issus de ces modèles à ceux calculés à partir des analyses isotopiques ont été comparées pour les invertébrés benthiques et les poissons démersaux.

Les analyses étant réalisées sur des échantillons durant la campagne C4 en hiver, les modèles durant la période hivernale ont été sélectionnées. De plus, pour cette comparaison, sont moyennés les niveaux trophiques issus des modèles « Hiver graviers ensablés » et « Hiver sables graveleux » afin de rendre la comparaison avec les analyses isotopiques possible aux niveaux des sédiments grossiers. La corrélation entre les niveaux trophiques issus des modèles Ecopath et ceux issus des analyses isotopiques a été testée à l'aide du coefficient de Spearman. Dans le cas de compartiments multispécifiques, le niveau trophique du compartiment fut déterminé comme le niveau trophique moyen des espèces composant ce compartiment pondéré par leur biomasse respective.

Les résultats de cette comparaison montrent que les niveaux trophiques issus des modèles Ecopath des sables moyens et des sédiments grossiers sont significativement et positivement corrélés avec les niveaux trophiques issus des analyses isotopiques ($r_{\text{Spearman}} = 0,95$ pour les sables moyens ; $p=0,015$ et $r_{\text{Spearman}} = 0,81$ pour les sédiments grossiers ; $p=0,004$) (Figures 113 et 114). Ces résultats montrent que les niveaux trophiques déterminés à partir des modèles Ecopath sont comparables avec les niveaux trophiques déterminés par les analyses isotopiques. Ainsi, les données issues des régimes trophiques des poissons démersaux à un instant t sont de bonnes qualités reflétant bien la réalité et permettent leurs utilisations dans les modèles Ecopath.

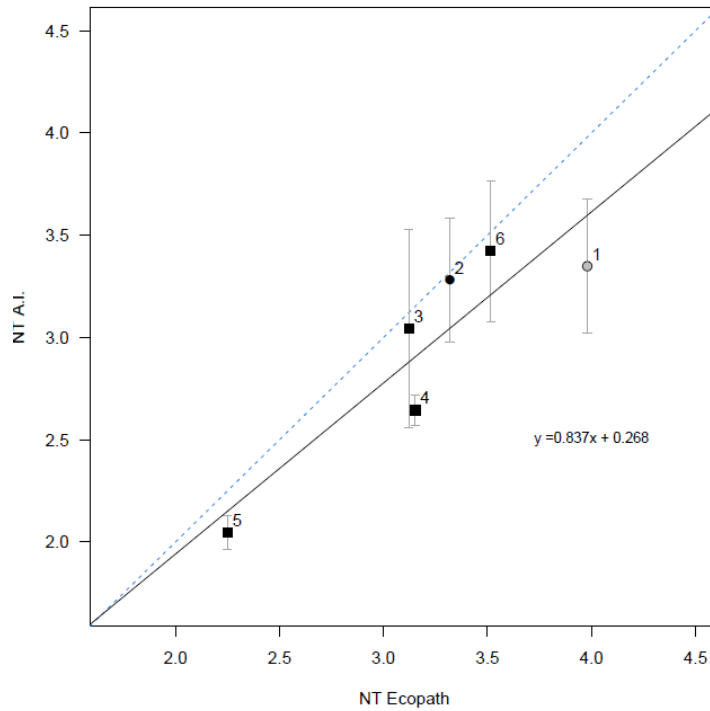


Figure 113 : Niveaux trophiques (NT) dérivés du modèle Ecopath hiver sables moyens en fonction des niveaux trophiques issus des Analyses Isotopiques (AI). Les invertébrés sont représentés sur le graphique par des rectangles (3 : predator consumed, 4 : predator not consumed, 5 filter feeders not consumed and 6 scavengers not consumed) et les poissons par des ronds (1 : Fish benthos feeders, 2 : Fish flat fish)

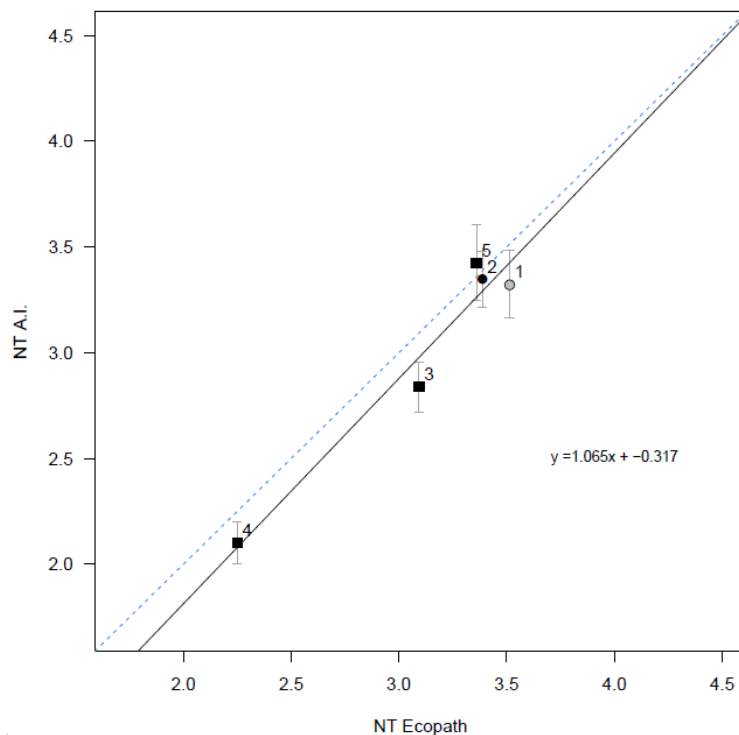


Figure 114 : Niveaux trophiques (NT) dérivés du modèle Ecopath hiver sédiments grossiers en fonction des niveaux trophiques issus des Analyses Isotopiques (AI). Les invertébrés sont représentés sur le graphique par des rectangles (3 : predator not consumed, 4 : filter feeders not consumed, 5 : scavengers not consumed) et les poissons par des ronds (1 : Fish benthos feeders, 2 : Fish flat fish).

4.5 Discussion

L'analyse des contenus stomacaux est une méthode permettant à un instant t de la saison ou de l'année de connaître numériquement et pondéralement les proies consommées par les espèces démersales. La conservation des poissons et des estomacs dans le formol à 30 % a permis une bonne fixation des contenus stomacaux et donc une détermination facilitée des proies. Néanmoins, cette technique de conservation nécessite une longue manipulation sous hotte aspirante afin de déformuler les échantillons. Cependant, cette technique de fixation au formol des poissons, directement après leurs captures, a permis une détermination des proies au niveau spécifique comme pour les invertébrés du benthos quand ils correspondent à des groupes déterminables. Ces prélèvements se faisant tout le long de la journée, le temps de digestion n'a pas été un facteur limitant dans la détermination et seules les proies présentes dans l'estomac ont été prises en compte afin d'évaluer une consommation à un instant t .

Les proies retrouvées dans les estomacs des espèces démersales sont caractéristiques d'une communauté benthique (et d'un habitat sédimentaire), ainsi, selon le lieu de captures des espèces démersales et de l'analyse de leurs contenus stomacaux, nous pouvons avoir une information sur le lieu de prédation de ces espèces. Premièrement, les espèces de proies retrouvées dans les estomacs correspondent à des espèces du site d'étude, donc on peut conclure que les espèces échantillonnées sur zone, s'y nourrissent. Ainsi, les espèces démersales échantillonnées au niveau des graviers ensablés se nourrissent essentiellement de proies appartenant à ce type sédimentaire. Alors que les espèces démersales présentes au niveau des sables graveleux et des sables moyens se nourrissent de proies appartenant à ces deux types sédimentaires. Les poissons se déplaçant, il est toutefois difficile de conclure que les espèces pêchées sur un type sédimentaire y vivent de manière permanente.

Entre l'hiver et l'été, les espèces montrent une répartition différente entre les trois types sédimentaires. Avec en hiver des espèces (hormis la seiche, *Sepia officinalis*) présentes sur l'ensemble du périmètre de DLT (les trois types sédimentaires) alors qu'en été, pour les mêmes espèces, il y a une occurrence de présence plus faible sur les graviers ensablés par rapport aux sables graveleux et sables moyens. Les poissons effectuent des migrations en Manche orientale qui sont observées et visibles au niveau du site de DLT.

L'étude des proies benthiques, holosuprabenthiques et zooplanctoniques a permis d'évaluer un nombre d'espèces, des abondances et biomasses disponibles selon leurs positions de vie, au niveau des trois habitats sédimentaires. Le facteur limitant pour la nutrition des espèces démersales serait un faible nombre de proies conjuguées avec de faibles abondances. Sur le site de DLT, le nombre d'espèces constituant les proies des différentes catégories benthiques est élevé, notamment au niveau de l'endofaune. Néanmoins, au niveau des graviers ensablés toutes ces proies ne sont que très faiblement consommées et pour celles qui le sont, ce n'est qu'une partie de l'organisme dépassant du sédiment, siphon de bivalve qui est brouté. Alors qu'au niveau des sables moyens, l'ensemble des espèces appartenant à l'holosuprabenthos et à l'épifaune vagile sont retrouvées dans les estomacs. Ainsi, les espèces démersales vont préférer les espèces les plus facilement disponibles, vivant à la surface du sédiment (par exemple, épifaune vagile ou celles ayant des comportements de migration dans la colonne d'eau, tel que l'holosuprabenthos). Peu d'espèces de crustacés pécaricides ont un comportement migratoire nyctéméral, de plus, la totalité des individus ne migre pas dans la colonne d'eau adjacente au fond la nuit. Cette migration est différente selon les saisons, avec une migration plus importante en hiver qu'en été ; elle est également différente selon l'habitat sédimentaire, avec une migration plus importante au niveau des sables moyens. Deux hypothèses peuvent être envisagées pour expliquer ces différences entre les deux types sédimentaires et les saisons. La première serait en lien avec les biomasses des mollusques bivalves. Ces mollusques, de par leurs activités de filtration vont produire une certaine quantité de pseudo-fécès qui peut être considérée comme une production de détritus. Or, plus ces biomasses de mollusques bivalves sont importantes, notamment au niveau des sédiments grossiers, plus cette production de détritus sera importante. C'est peut-être l'une des raisons pour laquelle les espèces holosuprabenthiques des sédiments grossiers migrent peu dans la colonne d'eau, puisque le stock de détritus leur servant à leurs alimentations est présent au niveau de la surface des sédiments. Ces mollusques bivalves sont plus actifs lorsque que la température des eaux est la plus importante, notamment l'été. Ce facteur pourrait également être explicatif des différences de migration holosuprabenthique entre l'été et l'hiver. Les mollusques étant moins actifs l'hiver, les organismes holosuprabenthiques auraient moins de détritus disponible à la surface des sédiments et devraient donc migrer plus haut, dans la couche d'eau adjacente au fond afin de pouvoir se nourrir. Une autre possibilité, est qu'en hiver les courants de fond sont plus importants entraînant une remobilisation de ces

détritus dans la colonne d'eau. La seconde hypothèse serait de dire que ces différences d'observations seraient dues à un effet nuptial et au rythme endogène de ces organismes holosuprabenthiques. Il serait intéressant de vérifier ces hypothèses dans de futures études.

La modélisation de type « Ecopath » des réseaux trophiques apparaît être un bon outil d'analyse et de synthèse des processus qui gouvernent les échanges de matière entre les différents compartiments constituant l'écosystème. Cet outil permet d'évaluer la production biologique, les transports et l'utilisation de la matière dans un domaine complexe composé de nombreuses espèces différentes ainsi que les relations existant entre elles. Après avoir évoqué les précautions à prendre lors de l'analyse du modèle, les principales caractéristiques des modèles du site DLT seront discutées afin d'évaluer les effets entre les saisons et les facteurs sédimentaires en lien avec des modèles déjà effectués au niveau du bassin oriental de la Manche. Puis, en dernière partie, l'évaluation de la saison et du type sédimentaire dans l'organisation trophique de l'écosystème benthodémersal du site DLT par rapport au bassin oriental de la Manche sera discutée. La robustesse des modèles du site de DLT a été validée grâce aux analyses isotopiques.

4.5.1 Limites du modèle

Un modèle écologique est par définition une représentation simplifiée de phénomènes environnementaux beaucoup plus complexes (Barnsley, 2007). Pimm *et al.* (1991) ont illustré ce principe en précisant que de la même manière qu'une carte géographique omet les détails, les modèles de réseaux trophiques omettent les prédatations sur les espèces mineures, la quantité de nourriture qu'elles consomment, la variation temporelle et beaucoup d'autres détails. Le but de ma thèse était d'acquérir un maximum d'informations durant les campagnes d'échantillonnage afin de pallier à cette « grande » simplification.

4.5.1.1 La conceptualisation

La conceptualisation est la partie clé de la construction du modèle, car il ne faut pas dénaturer l'information. Ainsi, il faut arriver à simplifier le modèle afin de rendre sa construction réalisable en prenant garde à ne pas trop simplifier en oubliant de prendre en compte un processus qui serait capital dans le fonctionnement de l'écosystème. La définition des

paramètres initiaux implique une simplification en lien avec les connaissances des relations trophiques acquises au niveau de l'écosystème étudié mais également par les données disponibles sur la zone. Il est impossible de travailler à l'espèce, ainsi, plusieurs espèces sont agrégées entre elles selon leur groupe fonctionnel basé sur leurs comportements trophiques dominants. Tous les individus appartenant à un même compartiment trophique sont considérés comme identique d'un point de vue de leur comportement trophique et de leur métabolisme. Or, une espèce peut présenter un comportement trophique réparti sur différents compartiments, possédant un mode de nutrition variant en fonction de l'âge, de leur sexe et ou de leur morphologie (Forbes, 1989). Le degré de cette spécialisation individuelle peut largement être sous-estimé dans la construction des modèles trophiques et peut fortement varier entre les individus et au sein d'une population monospécifique (Bolnick *et al.*, 2003). Parmi les compartiments trophiques les plus mal connus en terme de fonctionnement et donc les moins développés dans les modèles se trouvent la méiofaune et les bactéries. La méiofaune peut être décomposée en quatre compartiments trophiques différents constituant entre eux un propre réseau trophique (Renaud-Mornant *et al.*, 1982 ; Giere, 1993). De plus, les biomasses de méiofaune en Manche sont rares, et notamment au niveau des sédiments grossiers. Le compartiment bactérien est le compartiment le moins bien connu de tout le réseau trophique, les données sur l'écologie des bactéries en milieu subtidal sont quasiment inexistantes et les données sont issues de la bibliographie représentant l'ensemble du pool bactérien.

4.5.1.2 Les paramètres initiaux du modèle

La biomasse est considérée comme le paramètre initial le plus fiable et le plus précis par rapport aux paramètres de consommation et de productivité notamment pour les organismes benthiques. Pour les organismes benthiques, leurs connaissances en terme de consommation nécessitent la mise en place de protocoles expérimentaux et l'estimation de leurs productivités par des suivis temporels.

Plusieurs types d'engins ont été utilisés afin d'échantillonner les différents compartiments de l'écosystème du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport. Pour le compartiment benthique, une benne Van Veen avec tamisage sur un tamis à ouverture circulaire de 1 mm a été utilisée. Le macrobenthos est connu pour présenter des distributions et biomasses variables à l'échelle

annuelle (Maurer *et al.*, 1979) et interannuelle (Dewarumez *et al.*, 1986 ; Carpentier *et al.*, 1997 ; Fromentin *et al.*, 1997). C'est pourquoi quatre campagnes ont été réalisées au total, annuellement en hiver et en été durant deux années. Le compartiment suprabenthique a été échantillonné avec le traîneau Macer-GIROQ modifié (Brunel *et al.*, 1978 ; Dauvin & Lorgeré, 1989) permettant la quantification de ce compartiment au sein de la zone d'étude. Pour la faune démersale et la mégafaune benthique, un chalut à perche de 3 m permettant l'échantillonnage de petits individus a été utilisé. A ce chalut à perche a été ajoutée une chaîne entre les deux sabots, aussi appelé « radar », afin d'augmenter la capturabilité de cet engin. Les espèces appartenant à la mégafaune, c'est-à-dire les espèces pouvant être retenues sur un tamis de maille carré de 10 mm (Gourbault & Dauvin, 1997) dont les distributions sont dispersées, sont connues pour être mal échantillonnées avec les bennes. Il a été estimé que, dans mon cas, les valeurs de biomasses étaient plus fortes aux niveaux des prélèvements à la benne pour les mêmes espèces mégabenthiques échantillonnées au chalut à perche. Le chalut à perche, sous-estime donc la mégafaune benthique, ce qui indique que la benne Van Veen est un engin de prélèvement permettant d'acquérir des données correctes pour la réalisation de modèles écosystémiques au niveau du site de DLT. La méiofaune est également échantillonnée à partir de la benne Van Veen et le zooplancton à l'aide d'un filet zooplanctonique WP2 de maille 200 μm pour l'échantillonnage du mésozooplancton. Pour l'ensemble de ces compartiments échantillonnés, les biomasses ne sont pas sous-estimées, mis à part pour les poissons démersaux qui ont une aire de répartition plus large que la zone d'étude DLT. Cependant, les biomasses des détritiques, bactéries, phytoplancton, poissons pélagiques, mammifères marins et oiseaux, difficiles à acquérir au cours du temps limité d'une thèse, sont issues de la bibliographie.

La consommation des poissons démersaux est obtenue par l'analyse des contenus stomacaux de la totalité des individus échantillonnés. Pour les organismes benthiques, les autres paramètres initiaux (consommation et préférence trophique) sont issus de valeurs disponibles dans la bibliographie avec les incertitudes que cela comporte. Pour la productivité, les P/B sont issues de la thèse de Garcia (2010) qui ont été calculés pour chacune des espèces selon le type sédimentaire et la profondeur au niveau du bassin oriental de la Manche. Ces calculs de productivité sont issus du modèle empirique de Brey (1999, 2001) considéré comme la méthode empirique la plus fiable et précise d'estimation des valeurs de productivité et

production macrobenthique (Cusson, 2004 ; Cusson & Bourget, 2005 ; Dolbeth *et al.*, 2005) ; mais, elle n'est toutefois pas aussi précise que des mesures expérimentales (Brey, 2001).

4.5.1.3 Fonctionnement du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport

La particularité du réseau trophique du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport est qu'il a été distingué les compartiments trophiques benthiques consommés par les poissons démersaux de ceux qui ne sont jamais consommés par ces poissons. Ainsi, sur l'ensemble de la zone, sur une biomasse totale de 40,8 gC.m⁻² seulement 8,3 % de cette biomasse est consommée directement par les poissons démersaux (soit 3,4 gC.m⁻²). La biomasse des organismes benthiques représente 37,4 gC.m⁻² et n'est pas consommée directement par les poissons démersaux mais joue un rôle important dans l'écosystème sur les premiers niveaux trophiques. Les études sur les réseaux trophiques ne prenant pas en compte la distinction entre les biomasses consommées et non consommées, les biomasses totales du benthos seront comparés. Ainsi, la zone d'étude de DLT présente les valeurs les plus fortes parmi les valeurs relevées dans les différents modèles écosystémiques publiés : 0,74 gC.m⁻² pour le bassin oriental de la Manche et le sud de la mer du Nord (Garcia, 2010), 4,93 gC.m⁻² en Manche occidentale (Araujo *et al.*, 2008), 3,28 gC.m⁻² en baie de Morlaix (Chardy & Dauvin, 1992), 48.12 gC.m⁻² pour le parc éolien de Courseulles-sur-mer (Raoux *et al.*, 2017), 27,1 dans l'estuaire de Seine (Tecchio *et al.*, 2015), 1,28 gC.m⁻² en mer du Nord (Mackinson & Daskalov, 2007), 1,31 gC.m⁻² en mer d'Irlande (Lees & Mackinson, 2007). Ces différentes valeurs indiquent la particularité de la zone du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport.

Ce qu'il faut retenir

- Les poissons démersaux sont présents sur l'ensemble des trois types sédimentaires en hiver mais sont répartis selon le gradient Nord/Ouest-Sud/Est en été, avec un minimum d'espèces sur les graviers ensablés et un maximum sur les sables moyens.
- Les poissons démersaux capturés au niveau des graviers ensablés se nourrissent de proies présentes sur cet habitat sédimentaire, alors que les poissons capturés au niveau des sables graveleux se nourrissent de proies présentes sur les sables graveleux et les sables moyens. Pour les poissons capturés au niveau des sables moyens, ils se nourrissent de proies présentes sur les sables moyens et les sables graveleux.
- La diversité des proies consommées est faible par rapport à la diversité des proies disponibles au niveau des trois habitats sédimentaires.
- Au niveau des graviers ensablés, les fortes abondances de la palourde rose *Polititapes rhomboides* représentent la proie majoritaire des poissons démersaux qui consomment les siphons de ce bivalve dépassant du sédiment, alors que pour les sables graveleux et les sables moyens, les proies majoritaires correspondent aux amphipodes et cumacés.
- La biomasse des proies holosuprabenthiques migrant dans la colonne d'eau est plus importante au niveau des sables moyens qu'au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux, de plus, cette biomasse holosuprabenthique présente dans la couche d'eau adjacente au fond est plus forte en hiver qu'en été.
- Les poissons démersaux au niveau des graviers ensablés consomment majoritairement des proies de l'endofaune (64 %) et de l'épifaune vagile (34 %) en hiver, alors qu'en été ils consomment principalement des proies de l'épifaune vagile (92 %). Les poissons démersaux au niveau des sables graveleux consomment l'épifaune vagile (51 %), l'endofaune (24 %) et l'holosuprabenthos (24 %) en hiver, alors que l'été, ils consomment l'épifaune vagile (98 %). Pour les poissons des sables moyens, leurs consommations sont constituées d'endofaune (41 %), d'holosuprabenthos (34 %) et d'épifaune vagile (22 %) en hiver et d'épifaune vagile (53 %) et d'endofaune (33 %) en été. De manière générale, le régime alimentaire des poissons démersaux est dépendant des saisons, avec un choix alimentaire plus varié en hiver alors qu'il est très spécialisé en été sur l'épifaune vagile.

- Entre la production des proies et leur consommation, au niveau du site de DLT, ce sont les proies holosuprabenthiques qui subissent la plus forte prédation suivie par l'épifaune vagile. L'endofaune qui a la plus importante biomasse reste faiblement consommée et cette biomasse correspond à un cul de sac trophique car elle n'est pas consommée par les prédateurs supérieurs.
- Les modèles du site de DLT mettent en évidence que les graviers ensablés et les sables graveleux sont plus actifs, plus hiérarchisés, plus matures avec un recyclage plus important que les sables moyens. Ces indices et ratios sont plus élevés en été qu'en hiver pour les trois types sédimentaires.
- Le fonctionnement des graviers ensablés du site de DLT apparaît être plus actif et plus hiérarchisé que pour d'autres sites en Manche. Le fonctionnement des sables graveleux et des sables moyens apparaît être moins actif et moins hiérarchisé que des sites présents en baie de Seine. Le fonctionnement des graviers ensablés et des sables graveleux sont matures en comparaison du fonctionnement d'autres sites en Manche pour ces types sédimentaires.

Chapitre 4 : Discussion générale et perspectives

1. Evolution de l'écologie marine en Manche

L'étude du « benthos » a évolué depuis ses débuts jusqu'à aujourd'hui (Dauvin, 2015). Les premières caractérisations des communautés macrobenthiques en Manche ont été initiées par Holme (1961, 1966) à la fin des années 1950 et au début des années 1960. Elles ont été basées sur 311 dragages couvrant l'ensemble de la Manche, il s'agit de la première bionomie à l'échelle de cette mer épicontinentale. Puis au début des années 1970, Louis Cabioch (Cabioch & Glaçon, 1975 ; Cabioch *et al.*, 1976 ; Cabioch & Glaçon, 1977 ; Cabioch *et al.*, 1978b) et ses collègues entreprennent l'exploration du benthos à l'échelle de l'ensemble de la Manche avec un nombre de stations très élevé (1495 stations pour le seul bassin oriental) dans le but d'avoir une image synoptique de la répartition des principales unités biosédimentaires et des principales espèces macrobenthiques à l'échelle de la Manche, mer à marée mégatidale. De ces travaux, ressortent les grandes caractéristiques biosédimentaires benthiques de la Manche.

Cette description générale des communautés de la Manche a été suivie par des études dont le but était la description plus précise de certaines communautés remarquables, à des échelles d'espaces restreintes, notamment au sud de la mer du Nord (Souplet & Dewarumez, 1980 ; Souplet *et al.*, 1980; Dewarumez *et al.*, 1992), dans le détroit du Pas de Calais (Davoult, 1988), en Manche orientale à proximité de Boulogne sur mer (Goasdoué, 1982 ; Davoult & Richard, 1988), en Baie de Seine (Gentil, 1976), en Manche occidentale dans le golfe Normanno-Breton (Retière, 1979) ; en baie de St Brieuc (Allain *et al.*, 1972) ou encore en baie de Morlaix (Dauvin, 1979). Ces premières séries d'études en écologie benthique (1960-1980) ont été essentiellement descriptives et qualitatives (Dauvin, 2015). Les résultats, à la suite de cette vingtaine d'années de travaux d'exploration, ont abouti aux premières cartes biologiques des fonds marins, à la définition des descripteurs des communautés dominantes et à l'identification des principales espèces structurantes.

Dans le courant des années 1970, les premières méthodes d'échantillonnages quantitatifs ont fait leur apparition grâce à l'utilisation de la benne Hamon utilisée pour la première fois par Dauvin (1979) en baie de Morlaix dont le gabarit permettait un échantillonnage dans des sédiments plus grossiers que des bennes plus petites comme la benne Van Veen ou Day grab. En parallèle, de ces premiers échantillonnages quantitatifs, ont été initiés les premiers suivis à long terme. Les écologues français se sont principalement concentrés sur des séries qui ne

concernaient qu'un nombre limité de sites sur une longue période de temps mais sans interruptions des observations pendant cette période (Dauvin, 2010). Trois principaux suivis à long terme ont été initiés à la fin des années 1970- début des années 1980 et sont encore actifs de nos jours : deux sites en Baie de Morlaix (Pierre Noire et Rivière de Morlaix) (Dauvin, 1979, 1984, 1998, 2000) et un site dans la partie sud de la mer du Nord à Gravelines (Dewarumez *et al.*, 1986 ; Carpentier *et al.*, 1997 ; Fromentin *et al.*, 1997). Cette nouvelle approche des communautés benthiques a permis des progrès considérables dans la compréhension de la dynamique temporelle des communautés benthiques. Cette deuxième série d'études restait dans un esprit descriptif mais plus complète car quantitative, intégrant des notions de densités et de biomasse par m² et dans le même temps permettait une évaluation de l'évolution des communautés à l'échelle interannuelle. Les premières campagnes quantitatives à large échelle sur les sédiments grossiers (PNEC) ou les sables fins- (PECTOW) sur la baie de Seine ont été réalisées sur 2 mm (Ghertsos, 2002 ; Thiébaud, 1994 ; Thiébaud *et al.*, 1997 ; Lozach & Dauvin, 2012). Les abondances récoltées sur un tamis de 2 mm correspondent à environ 68 % d'organismes supérieurs à 2 mm et donc 32 % d'organismes sont compris entre 2 et 1 mm au niveau des sédiments grossiers en Manche (Lozach & Dauvin, 2012). Ainsi, les premières études quantitatives réalisées sur des prélèvements tamisés sur 2 mm, peuvent sous-estimer de l'ordre de 30 % les abondances des communautés.

Au milieu des années 1990, parallèlement à la continuité de ces quatre suivis temporels (Gravelines, Pierre Noire et Rivière de Morlaix), un nouveau type d'approche dans les études des communautés benthiques en Manche et du sud de la mer du Nord a été entrepris : les approches fonctionnelles. Les études ont porté sur des propriétés fonctionnelles des espèces et non plus « simplement » sur une organisation structurale ou une dynamique temporelle de cette dernière. Dans le détroit du Pas de Calais par exemple, plusieurs d'études ont concerné les propriétés de la communauté de cailloutis dominée par l'espèce *Ophiothrix fragilis* (Migné & Davoult, 1997 ; Davoult *et al.*, 1998 ; Migné *et al.*, 1998 ; Migné & Davoult, 1998). Ces évaluations du fonctionnement benthique ne se sont pas faites qu'au niveau de mesures de flux spécifiques ou communautaires, certains auteurs ont appréhendé le compartiment benthique dans sa globalité au travers de relations trophiques qui existent en son sein. Ainsi, avec les études de Chardy (1987), Chardy & Dauvin (1992), Améziane *et al.* (1996), les premières modélisations du réseau trophique benthique étaient publiées ce qui

permettait notamment une intégration des connaissances accumulées jusqu'alors dispersées. Depuis le début des années 2000, les modélisations de réseau trophique benthique, se sont multipliées en Manche (Rybarczyk & Elkaim, 2003 ; Rybarczyk *et al.*, 2003 ; Araujo *et al.*, 2008) et de nouvelles techniques d'évaluation du fonctionnement en relation avec la diversité fonctionnelle notamment sont apparues (Bremmer *et al.*, 2003a,b).

Actuellement, les modélisations de réseaux trophiques prennent en compte l'intégralité de l'écosystème, des bactéries aux mammifères marins. Ces modélisations sont principalement réalisées à l'aide du logiciel « Ecopath with Ecosim ». Lors de sa thèse, Garcia (2010) a été le premier à réaliser des modèles Ecopath sur l'ensemble du bassin oriental de la Manche, par grand types sédimentaires (graviers ensablés, sables graveleux et sables moyens) et par division géographique (baie de Seine, Manche orientale et sud de la mer du Nord). Puis, des modélisations Ecopath furent appliquées pour étudier l'effet des activités anthropiques localement, notamment, en estuaire de Seine (Tecchio *et al.*, 2015), en baie de Seine sur le futur parc éolien de Courseulles-sur-mer (Raoux *et al.*, 2017a,b) et au niveau d'un site de dépôts de sédiments de dragages sur MACHU (Pezy *et al.*, 2017a,b). En parallèle des modélisations des réseaux trophiques via Ecopath, d'autres modèles ont également été réalisés, tel que le modèle inverse à l'échelle du Bassin oriental de la Manche (Garcia *et al.*, 2011), en estuaire de Seine (Tecchio *et al.*, 2015), mais également des modèles qualitatifs au niveau du futur parc éolien de Courseulles-sur-mer (Raoux *et al.*, 2017c).

Mais, ces différentes modélisations de l'ensemble de l'écosystème à différentes échelles d'espaces correspondent à des situations où les données environnementales ne sont pas toujours acquises spécifiquement pour la création de ces modèles. En effet, les données acquises pour tels ou tels compartiments sont issues d'anciens projets et sont complétées par des données issues de la bibliographie ne correspondant pas au site d'étude. De plus, l'échelle de temps entre les données composant les différents compartiments peut être élevée, jusqu'à plusieurs dizaines d'années de différences.

L'innovation de ma thèse réside dans le fait que la stratégie d'échantillonnage a été réalisée dans l'objectif de réaliser un modèle écosystémique le plus représentatif du site d'étude. Pour cela, de nombreux compartiments biologiques ont été échantillonnés, tel que le benthos, la méiofaune, le zooplancton, la couche adjacente au fond (afin d'évaluer les espèces suprabenthiques), la mégafaune, les poissons démersaux (dont leurs contenus stomacaux).

Pour être le plus représentatif du fonctionnement du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport, les différents compartiments ont été échantillonnés durant la même semaine, en deux saisons différentes (été et hiver), durant deux années.

2. Le benthos : indicateur de stabilité de l'écosystème ?

Actuellement, les écosystèmes appartenant au bassin oriental de la Manche subissent une augmentation constante des pressions anthropiques (Dauvin & Lozachmeur, 2006) avec dans les années à venir, quatre potentiels futurs parcs éoliens en mer pour la façade française de la Manche. L'ajout de ces nouvelles activités en mer vont être une source de stress pour les communautés benthiques, pouvant provoquer une perturbation de l'environnement d'origine extérieure (non naturelle) modifiant l'organisation de l'écosystème (Frontier *et al.*, 2008). Les communautés benthiques côtières sont soumises à un stress permanent résultant de l'importance des courants de marées au niveau du bassin oriental de la Manche. En conditions naturelles, les écosystèmes possèdent une dynamique propre leur permettant de conserver une certaine stabilité, stabilité composée de variations saisonnières autour d'une valeur moyenne (Frontier *et al.*, 2008). Tout changement, qui n'est pas inclus dans ces conditions naturelles, permettant cette dynamique de référence tend à déstabiliser l'écosystème (Grimm *et al.*, 1992). Cette stabilité correspond à un snapshot (arrêt sur image) dont il faut caractériser la dynamique (Grimm *et al.*, 1992), qui sont au nombre de quatre : la persistance, la résistance, la résilience et la constance. Les trois premières sont des propriétés de la stabilité intrinsèque aux communautés alors que la quatrième dépend de facteurs extrinsèques, aux variations naturelles des conditions environnementales. Ces propriétés se mesurent à partir de certaines variables telles que l'abondance, la composition spécifique ou l'organisation trophique des communautés en considérant leur réponse par rapport à une perturbation (naturelle ou extérieure au système). Ces quatre propriétés se définissent de la manière suivante :

- La persistance : c'est la pérennité temporelle des communautés, correspondant au temps qu'une variable persistera à la même valeur avant de passer à la suivante (sur 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 perturbations, plus il est important, moins la communauté est résistante.

- La résilience : c'est le retour à un état de référence (ou dynamique de référence) après une perturbation induite par des facteurs externes. Elle s'estime par une mesure du temps 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, c'est la variance mesurée au cours du temps des densités des organismes.

Ainsi, le suivi des deux ans a mis en évidence les caractéristiques de la communauté benthique du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport entre les saisons (été et hiver). Deux communautés sont présentes au niveau du site d'étude : une communauté appartenant aux graviers ensablés et aux sables graveleux et une communauté des sables moyens. La caractérisation de cet «état initial» permettra lors du suivi de ce compartiment durant la phase d'installation et de démantèlement des éoliennes d'en évaluer la persistance, la résistance et la résilience de ces deux communautés constantes dans le temps avant installation des éoliennes. La biodiversité sur le site est forte, avec des abondances et biomasses plus élevées que pour des communautés identiques à l'échelle de la Manche.

Selon Foveau (2009), la comparaison des communautés benthiques en Manche orientale entre la période 1971 et 1976 avec la période 2004-2007 a montré la pérennité de ces communautés dans le temps d'un point de vue spatial et qualitatif, notamment, pour quatre communautés, celle des cailloutis, des graviers plus ou moins ensablés, des sables moyens et des sables grossiers. Cette étude a révélé que la communauté des graviers ensablés est riche et non pas monotone comme il était décrit dans le passé. Cette observation se base sur des techniques de tri et d'identification de la macrofaune différentes selon les deux périodes d'échantillonnage : tri et identification de la plupart des espèces directement à bord des navires de recherche dans les années 1970 et fixation au formol, tri et identification des espèces au laboratoire pour la période 2000.

Les études spatio-temporelles des communautés benthiques sont peu nombreuses à l'échelle des mers européennes mais demeurent un bon témoin des changements après une perturbation dans les mers à forte pression anthropique comme la Manche. Outre les travaux de Foveau (2009) et Gaudin (2017) en Manche, ces approches ont été menées à l'échelle de la mer du Nord (Reiss *et al.*, 2010) et de la mer d'Irlande (Mackie *et al.*, 1995 ; Wilson *et al.*, 2001 ; Oliver & Killeen, 2002 ; Mackie *et al.*, 2006 ; Robinson *et al.*, 2009a, b). Dans ces différentes études, des cartographies spatiales du macrobenthos à méso-échelle ont été effectuées correspondant à des mers où les pressions de pêches aux arts traînants sont importantes. Ces études ont montré que l'impact de la pêche est déterminant dans les changements faunistiques avec une augmentation des nécrophages et des carnivores au détriment des suspensivores. Comme il a été vu qu'au niveau du site de Dieppe-Le Tréport, les biomasses sont représentées à 90 % par les suspensivores (essentiellement les bivalves), ceci indiquerait que cette zone n'est pas soumise à un effort de pêche soutenu ou à toute autre perturbation d'origine extérieure. Par conséquent, la zone du futur parc éolien correspond plutôt aujourd'hui à un écosystème mature qui pourrait être considéré comme peu perturbé par les activités humaines.

3. Les effets d'un futur parc éolien

Différents effets lors de la phase de construction et d'exploitation sont attendus au niveau des parcs éoliens :

- Phase de construction : cette phase se caractérise essentiellement par l'installation des éoliennes. Ainsi, la phase de battage des pieux structurant les futures éoliennes génère des niveaux de pressions sonores importantes sur une large gamme de fréquences (MEDDE, 2012). L'émission de perturbations sonores peut engendrer des réactions de stress des organismes vivant dans cette zone. Ce stress se traduit par un évitement de la zone ainsi que par une perte temporaire de l'habitat pour les poissons, les oiseaux et les mammifères marins (Caltrans, 2001 ; Thomsen *et al.*, 2006 ; Mueller-Benkler *et al.*, 2010). Durant la phase de construction, la création des fondations des mâts d'éoliennes et le déploiement des câbles électriques sont à l'origine d'une

dégradation des habitats, tels que la composition des sédiments et leur remise en suspension (Wilhelmsson *et al.*, 2010).

- Phase d'exploitation : l'enrochement des fondations des éoliennes et des câbles sous-marins (aucun enrochement prévu pour le site de DLT) seront à l'origine de la colonisation de fonds rocheux par de nombreuses espèces de ce type de substrat y compris d'espèces introduites. Ces infrastructures incluant des récifs provoqueront une hétérogénéité d'habitat avec création d'un substrat dur sur des substrats meubles, pouvant entraîner une compétition de l'espace et des ressources entre les espèces (Wilhelmsson *et al.*, 2006, 2010 ; Wilhelmsson & Malm, 2008). L'introduction de substrat dur avec l'installation d'organismes se traduit par l'effet récif, la surface de ce récif étant dépendante du type de fondation et de l'enrochement (ou non) des câbles électriques inter-éoliennes. Ces différents aménagements risquent de menacer localement les espèces sessiles ayant une faible étendue géographique, possédant de faible capacité de renouvellement ou de recolonisation (OSPAR, 2008), ainsi que les espèces ingénieuses (Di Carlo & Kenworthy, 2008). Durant la phase d'exploitation, il peut y avoir des effets induits sur les nurseries et/ou frayères, affectant indirectement les ressources halieutiques ayant un lien trophique avec la macrofaune benthique. Cet effet récif peut également avoir un effet bénéfique en termes de diversité et de production de proies potentielles pour les poissons. De manière générale, l'interdiction de pêche avec les arts traînants au niveau des parcs éoliens, peut avoir un effet réserve sur la ressource halieutique, pouvant générer un effet positif sur l'ensemble de l'écosystème (IFREMER, 2011).

Les énergies marines renouvelables, de par les différents effets présentés précédemment, peuvent être à l'origine de changement dans le fonctionnement global de l'écosystème, tel que la résilience en passant d'un état à un autre (Knowlton, 2004). L'étude de l'évolution des deux types de substrats (substrat meuble et substrat dur) au niveau du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport via la simulation des effets potentiels attendus pourrait permettre d'anticiper et prévoir les changements d'états (Hughes *et al.*, 2005) et donc de mettre en place des plans de préservation de l'écosystème tout le long de la période d'exploitation (Hosack *et al.*, 2009).

4. Le futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport : un observatoire de la Manche orientale ?

Les activités humaines sont généralement localisées au niveau d'un seul et unique type sédimentaire. La particularité du site de Dieppe-Le Tréport est d'être localisé sur trois types sédimentaires selon un gradient Nord-Ouest à Sud-Est : les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens. De plus, l'analyse des proportions de ces trois types sédimentaires correspondant aux types sédimentaires majoritaires en Manche orientale, sont quasiment identiques aux proportions présentes à l'échelle de la Manche orientale (Tableau 76).

Tableau 76 : Proportion des surfaces de graviers ensablés, sables graveleux et sables moyens au niveau du futur parc éolien et à l'échelle de la Manche orientale.

Type sédimentaire	Parc éolien	Manche orientale
Graviers ensablés	52,1 %	42,2 %
Sables graveleux	26,0 %	35,8 %
Sables moyens et légèrement graveleux	21,9 %	22,0 %

Il est prévu que les éoliennes en mer auront une activité en mer sur une période de 20 à 25 ans minimum. Cette longue période d'activité pourrait être une possibilité de suivi sur le long terme des deux communautés benthiques présentes ainsi que celle des substrats durs. Ainsi, le futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport de par ces caractéristiques, pourrait être un excellent observatoire des changements temporels à l'échelle de la Manche orientale. Il est évident que des suivis à long terme à l'échelle d'une grande surface, telle que celle de la Manche orientale, sont des recherches actuellement impossibles à mettre en œuvre. Ainsi, cette nouvelle activité pourrait être l'occasion de promouvoir un suivi représentatif, sur une échelle spatiale humainement réalisable, pour rendre compte de l'arrivée d'espèces introduites ou l'extension d'aire géographique de certaines espèces. Durant ma thèse, mes prélèvements ont permis de réaliser une actualisation de l'aire de répartition des syllidés en Manche et dans le bassin oriental de la Manche. Ainsi, huit nouvelles espèces de syllidés furent signalées en Manche pour la première fois : *Prosphaerosyllis xarifae*, *Sphaerosyllis pirifera*, *Streptodonta*

pterochaeta, *Syllis columbretensis*, *Syllis mauretanic*, *Syllis parapari* et *Syllis pulvinata* (Pezy et al., 2017c). De plus, six espèces furent signalées pour la première fois en Manche orientale : *Palposyllis prosostoma*, *Paraexogone hebes*, *Sphaerosyllis taylori*, *Syllis garciai*, *Syllis hyalina* et *Xenosyllis scabra* (Pezy et al., 2017c). De même, lors des prélèvements effectués sur la zone de Dieppe-Le Tréport, il a été observé le commensalisme entre la polychète *Chaetopterus variopedatus* et le décapode *Asthenognathus atlanticus* (Figure 115), ce dernier était jusqu'alors inconnu en Manche orientale (Pezy et al., 2017d).



Figure 115 : Localisation de *Asthenognathus atlanticus* au niveau du prostonium de *Chaetopterus variopedatus*, également présence de *Styela clava* (espèce introduite en Manche) fixée sur le tube de *C. variopedatus*.

Enfin, dans un observatoire, il est indispensable de constituer une collection de l'ensemble des espèces présentes sur un site d'étude. Cette collection de recherche, contribuerait à l'inventaire des espèces marines le long des côtes normandes et devrait être signalée au MNHN (Muséum Nationale d'Histoire Naturelle) de Paris afin de donner la possibilité de révision taxonomique à partir d'individus provenant de l'ensemble de l'Europe. Signaler une espèce sans avoir le spécimen ou les spécimens en collection rend le signalement non valide car non vérifiable, surtout s'il y a confusion ou erreur sur la détermination de l'espèce, ou bien des révisions taxonomiques ultérieures au recensement.

5. L'approche écosystémique

La méthodologie appliquée dans ma thèse pour l'étude d'une future activité anthropique dans le domaine marin est novatrice. En effet, aucune approche écosystémique prenant en compte des données acquises au niveau d'un même site, tel que le benthos, zooplancton, méiofaune, suprabenthos, les poissons démersaux et les liens entre ces compartiments n'a jamais été entreprise auparavant. Des prélèvements benthiques et ichthyologiques sont réalisés dans le cadre de suivis d'activité humaine en mer, mais le lien entre ces deux compartiments n'est pas étudié, puisque la plupart du temps les contenus stomacaux des poissons ne sont pas examinés. Lors de ma thèse, c'est justement cette analyse des contenus stomacaux qui s'avère la clé de la compréhension du fonctionnement de l'écosystème. L'analyse des contenus stomacaux a permis de révéler que la catégorisation des proies benthiques est un élément important dans la compréhension de l'écosystème. L'endofaune, catégorie benthique ayant les plus fortes diversité, abondance et biomasse, très faiblement consommé, correspond à une catégorie benthique délaissée par les poissons démersaux. Les catégories de l'épifaune vagile et de l'holosuprabenthos, principalement composées de crustacés sont les plus fortement consommées par les poissons démersaux. Cette approche du comportement alimentaire des espèces démersales permet de révéler que les poissons choisissent leurs proies, ils ne se nourrissent pas des proies les plus abondantes (endofaune). En effet, c'est la position de vie des proies, à la surface des sédiments (épifaune vagile) ou nageant (holosuprabenthos) qui contrôle le comportement alimentaire des espèces démersales au niveau du site de DLT.

De plus, l'approche écosystémique effectuée ici concerne l'étude d'un futur parc éolien au large de Dieppe-Le Tréport avant construction (état initial). Ainsi, avant tout potentiel effets/impacts de cette activité, le fonctionnement 2014-2016 de cet écosystème a été caractérisé.

Ce même type d'approche a également été entrepris sur un autre parc éolien en Normandie, à Courseulles-sur-mer en Baie de Seine (thèse d'Aurore Raoux). Cependant, au niveau de ce site, seuls des prélèvements de macrobenthos correspondent au site d'étude pour la réalisation de la modélisation ; les autres données proviennent de la bibliographie. Néanmoins, Raoux *et al.* (2017) ont réalisé une modélisation de l'écosystème avant

construction, mais ont de plus simulé l'effet récif et l'effet réserve (15 % de la zone du parc ne serait pas autorisée à la pêche pour des raisons de sécurité du site). Il en ressort que :

- L'effet récif se répercuterait sur tout le réseau trophique.
- Que la colonisation des moules sur les mâts des éoliennes pourrait être à l'origine d'une transition d'un écosystème dominé par les producteurs primaires et les herbivores vers des communautés détritivores.

Le parc éolien de Courseulles sur mer se situe cependant au niveau d'un seul type sédimentaire, les sables graveleux comparable à celui rencontré sur le site de DLT, permettant ultérieurement de faire des comparaisons du fonctionnement trophique des deux futurs sites d'implantation d'éoliennes en mer dans le bassin oriental de la Manche pour le même type sédimentaire et la même communauté benthique.

Durant la phase de construction et d'exploitation, il est indispensable de poursuivre l'approche par modélisation écosystémique afin de mieux appréhender les modifications du fonctionnement de l'écosystème du futur parc éolien en lien avec les différents aménagements.

Pour réellement voir s'il y aura un effet récif positif sur les poissons, il est indispensable d'examiner les contenus stomacaux pour savoir si les poissons se nourrissent de faune présente sur les mâts sur substrat dur ou bien sur les substrats meubles comme avant implantation des éoliennes, et donc que seul l'effet dit « refuge » existerait (Figure 116).

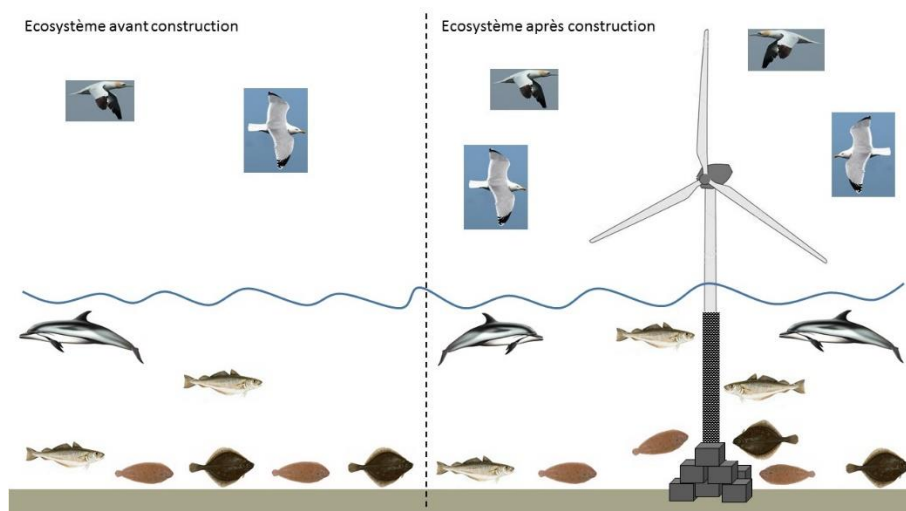


Figure 116 : Comparaison du fonctionnement d'un écosystème sans éolienne (avant) et après construction des éoliennes (pendant).

6. Protocole de suivi

A l'heure actuelle, il apparaît un manque criant de coordination entre les différentes études réalisées au niveau des zones d'implantation des futurs parcs éoliens. En effet, en France, il n'existe pas de coordination nationale et les études d'impacts, concernant les différents parcs éoliens, sont réalisées au cas par cas. Ainsi, la mise en place d'une coordination nationale des protocoles pour réaliser l'état initial au niveau des sites d'implantations des futurs parcs éoliens et des suivis qui seront par la suite mis en œuvre (tout en prenant en compte la particularité de chaque site) semble cruciale voir indispensable.

Les paragraphes suivants présentent des recommandations concernant le suivi des communautés benthiques des substrats meubles et durs et des poissons démersaux, en s'inspirant de ce qui est réalisé dans les parcs éoliens déjà en exploitation en Mer du Nord (Wilhelmsson *et al.*, 2006 ; Degreear *et al.*, 2012 ; Lindeboom *et al.*, 2011 ; Reubens *et al.*, 2013 ; Krone *et al.*, 2013). Le suivi environnemental est une étape clé dans l'accompagnement des projets d'aménagements en milieu marin de grande envergure. Ce suivi scientifique concerne les phases avant construction, d'exploitation puis de remise en état du site.

En Normandie, deux parcs sur les trois prévus ont fait l'objet d'une thèse avant construction : le parc éolien offshore au large de Courseulles-sur-mer et celui de Dieppe-Le Tréport. Au niveau du site de Courseulles sur mer, la thèse d'Aurore Raoux a pour principaux objectifs de comprendre le fonctionnement du réseau trophique de la zone d'implantation du futur parc éolien et d'en analyser la sensibilité durant sa construction et son exploitation. De plus, une réflexion sur le cumul d'impact a également été réalisée au sein de sa thèse et s'est traduite par la construction d'un modèle qualitatif. Au niveau de Dieppe-Le Tréport, ma thèse s'est intéressée à étudier l'ensemble des compartiments allant du zooplancton aux poissons démersaux à deux saisons contrastées de l'année (hiver et été) afin de caractériser le fonctionnement de l'écosystème de ce futur parc avant construction via la modélisation Ecopath.

Ces deux thèses de doctorat ont permis d'avoir deux approches complémentaires sur une même thématique, avec l'une plus ciblée sur des aspects terrains et l'autre plus ciblée modélisations et simulations des effets accompagnant cette activité en mer notamment les effets récifs et réserves testés comme scénarios sur le site de Courseulles-sur-mer. Ainsi, la complémentarité de ces deux thèses permet d'établir un protocole commun entre les parcs

éoliens en Normandie, pouvant être appliquée à l'échelle nationale comme premier retour d'expérience. Cette proposition de protocole commun découle de la volonté des scientifiques de mettre en place une coordination nationale des suivis des EMR, en commençant à l'échelle du bassin oriental de la Manche, ce qui impliquerait que pour le moins, le site de Fécamp soit concerné.

6.1 Protocole de suivi des substrats meubles à l'échelle du parc

Comme mentionné précédemment, la construction de parcs éoliens pourrait être à l'origine d'un changement dans la distribution et la composition des sédiments s'accompagnant d'un enrichissement organique de ces derniers, pouvant conduire à une modification des communautés benthiques.

6.1.1 Localisation

Suite à ces modifications potentielles des communautés benthiques, la variation spatiale au niveau stationnel pourrait être plus importante que les effets à l'échelle du parc dans son entier, il serait donc préférable d'avoir un échantillonnage de trois réplicats benthiques par station afin de caractériser de potentielles variations locales. Un total de 20 stations benthiques (soit 20 X 3 réplicats : 60 prélèvements) devrait être suivi à l'échelle du parc. Pour ces 20 stations, un quatrième prélèvement devrait être réalisé pour le suivi granulométrique. Cependant, dans le cas où différents types sédimentaires seraient présents au niveau du périmètre du parc, les stations devraient être réparties de manière proportionnelle aux surfaces des différents types sédimentaires (par exemple, sur le parc de Dieppe - Le Tréport, 10 stations sur les graviers ensablés, 6 sur les sables graveleux et 4 sur les sables moyens)

De plus, des stations témoins en dehors du périmètre du parc devront également être analysées. Un même nombre de stations de référence ou de stations témoins devrait être choisi (exemple : 20 stations à l'intérieur du parc et 20 stations de référence dans le cas où un seul habitat sédimentaire est présent à l'intérieur du parc). Les stations de référence devront être suffisamment éloignées pour ne pas être sous influence des effets du parc (modifications morphologiques des fonds, dépôts, remises en suspension dues aux infrastructures éoliennes et aux mouvements des navires de maintenance). Les stations de références pourraient être

partagées par plusieurs activités humaines (extraction de granulats par exemple) et sans doute hors zone de pêche intensive.

6.1.2 Engins de prélèvement utilisés

Au niveau des différents parcs, l'engin de prélèvement devrait avoir les mêmes caractéristiques pour un prélèvement unitaire de 0,1 m² (benne Van Veen, benne Smith Mc Intyre, D-grab). Cependant, les prélèvements benthiques effectués au niveau du parc de Fécamp ont été réalisés à la drague Rallier du Baty ne permettant aucune quantification précise des communautés. En effet, sur un fond composé de cailloutis et de blocs de rochers, il est difficile d'échantillonner à la benne. Une alternative serait la réalisation de prélèvements en plongée, la délimitation d'une surface de prélèvement de 0,25 m² couplée à l'utilisation d'une suceuse permettrait d'obtenir des données quantitatives, cette technique a déjà été utilisée sur la zone de cailloutis du Cap Gris Nez (Davoult, 1990). Pour le site de Fécamp, il pourrait également être envisagé de tester l'utilisation de la benne Hamon permettant d'effectuer des prélèvements quantitatifs sur ce type sédimentaire. En outre, il est également indispensable de tamiser les sédiments sur 1 mm. Il serait également judicieux de choisir pour le suivi, des stations pour lesquelles des acquisitions de données ont déjà été acquises.

6.1.3 Périodicité

Avant la construction des parcs, il est nécessaire de suivre durant l'été et l'hiver sur deux années les communautés benthiques au sein du périmètre des parcs (Figure 117). De même, il serait également intéressant d'avoir un échantillonnage été/hiver durant la phase de construction, puis pendant les deux premières années d'exploitation. Après ces deux années de suivi de «post-construction», un suivi sur le long terme pourrait être mis en place en gardant un échantillonnage été/hiver tous les cinq ans.

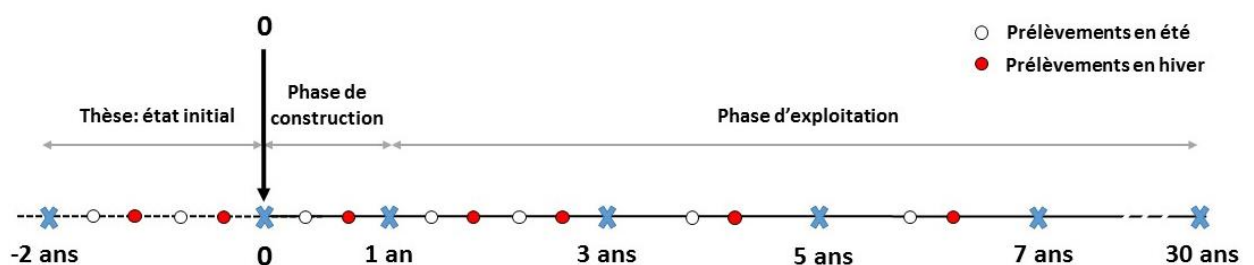


Figure 117 : Périodicité de la fréquence d'échantillonnage proposée pour les suivis des substrats meubles.

6.2 Protocole de suivi des substrats meubles à l'échelle de l'éolienne

Ce suivi devrait être réalisé dans le cas où après, la réalisation de forages avant l'implantation des éoliennes, les sédiments issus du forage seraient par la suite déposés au niveau des fondations des éoliennes (Figure 118).

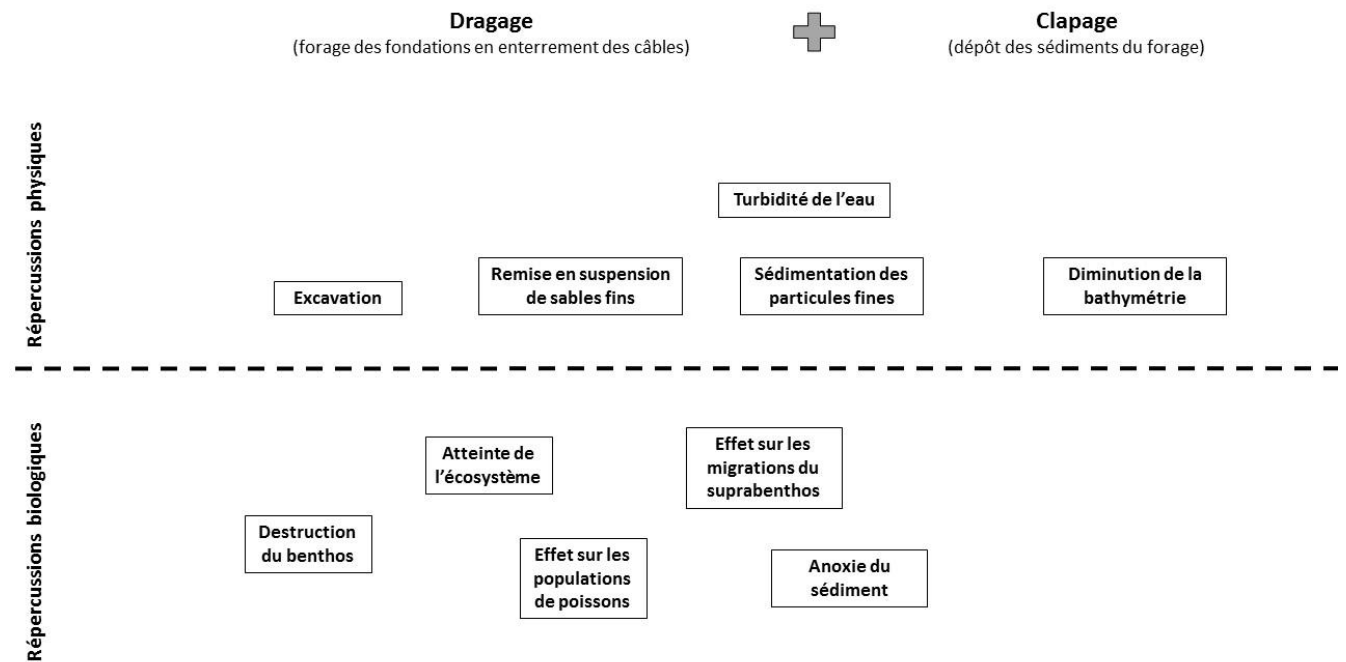


Figure 118 : Effets physique et biologique des activités de dragages et de clapages.

6.2.1 Localisation

Ce suivi permettrait d'analyser :

- Les effets directs engendrés par les activités de forage et la construction de tranchées (pouvant s'apparenter à une activité d'extraction de granulats) pour ensouler les câbles et mettre en place les éoliennes.
- Les effets générés par le dépôt de sédiments autour des éoliennes (cette activité pouvant s'apparenter à une activité de clapage).

Ainsi, au niveau de l'implantation d'une éolienne, il serait intéressant d'avoir une stratégie d'échantillonnage prenant en compte la zone impactée, la zone sous influence et une zone de référence. Cependant, la zone d'influence étant conditionnée par la courantologie de la zone et de l'effet de sillage de l'éolienne, il n'est pas possible de prédire sa localisation. Ainsi, un échantillonnage en radiale nord-sud et ouest-est de l'éolienne devrait être réalisé : selon le plan cardinal, quatre stations correspondraient à la zone impactée, quatre à la zone sous influence et quatre à la zone de contrôle. Pour chaque station, trois répliquats devraient être réalisés. Ce suivi devrait être effectué au niveau d'une éolienne par type sédimentaire. Par ailleurs, cette même éolienne devrait servir également de suivi pour l'effet récif (Figure 119).

Cette approche a déjà été proposée par Pezy *et al.* (2017a, b) dans l'étude des impacts de dépôts de dragage du Grand Port Maritime de Rouen pour de faibles volumes (deux fois 1 million de m³ de sédiments déposés) sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème benthique du site Machu en baie de Seine. Pour ce faire, ces auteurs ont modélisé le fonctionnement de l'écosystème via le modèle Ecopath du site avant et après les dépôts expérimentaux avec un zoom aux niveaux de trois zones : impactée, sous-influence et de contrôle.

6.2.2 Engins de prélèvement utilisés

Les engins de prélèvement utilisés seront les mêmes que ceux utilisés dans le protocole de suivi des substrats meubles à l'échelle du parc.

6.2.3 Périodicité

L'ensemble de ces stations devra être échantillonnées avant la construction du parc (en été et hiver), durant la phase de construction (été et hiver) puis chaque année (été et hiver) après la fin des travaux durant 2 ans.

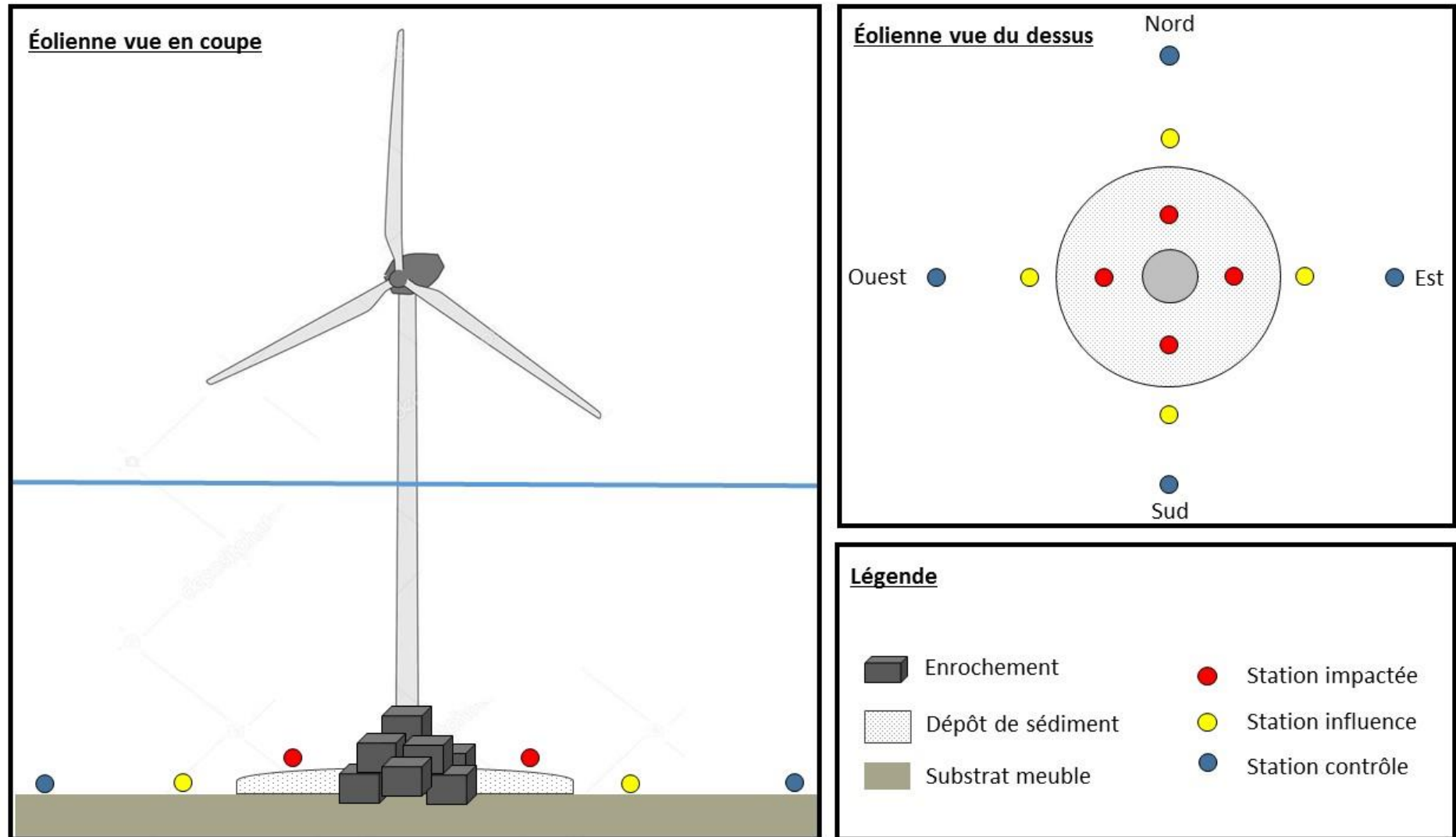


Figure 119 : Schéma d'échantillonnages pour les suivis des substrats meubles à l'échelle de l'éolienne en prenant en compte la zone impactée, sous influence et de contrôle.

6.3 Propositions de suivi de l'effet récif (communautés benthiques des substrats durs).

L'introduction de structure rigide créant un habitat de substrat dur pour la macrofaune benthique aura un effet sur l'écosystème initial composé de substrats meubles. L'effet récif pourrait être mis en évidence par l'étude de l'installation et du développement de la flore et de la faune fixées sur les mâts et les fondations des éoliennes.

6.3.1 Localisation

L'effet récif étant indépendant du type sédimentaire, ce suivi devrait être réalisé au niveau de cinq fondations d'éoliennes avec une station au centre du parc puis une station aux quatre coins du périmètre du parc éolien afin d'étudier les gradients Ouest-Est et l'éloignement de la côte (côte/large), soit un protocole applicable à tous les sites (Figure 120).

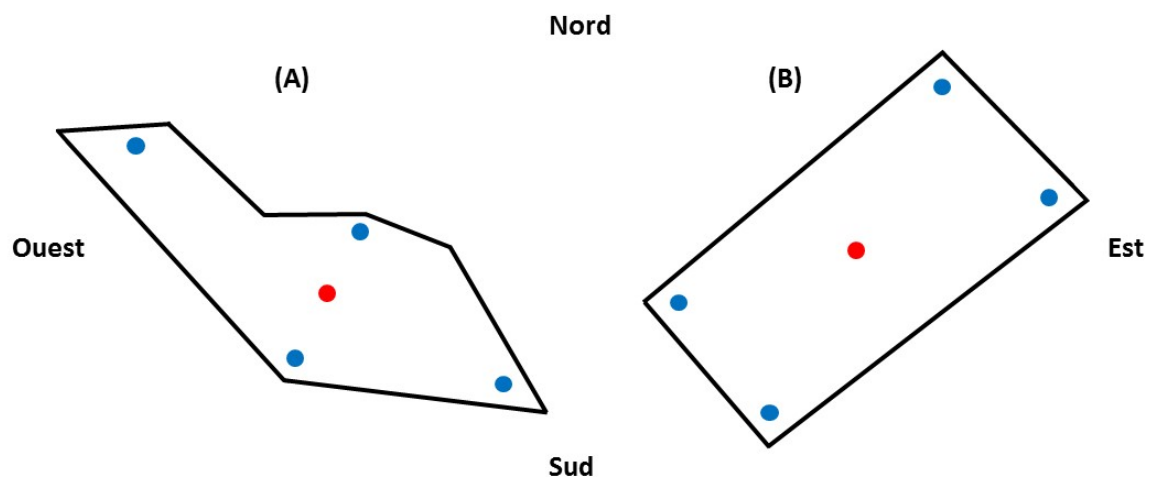


Figure 120 : Localisation des stations de suivi récif sur le parc éolien de Courseulles-sur-mer (A) et de Dieppe-Le Tréport (B).

Au niveau de chacune des cinq fondations, il serait intéressant d'avoir une station au niveau de la zone intertidale du mât, une au centre du mât et une à la base du mât ou sur les structures anti-affouillements à la base des éoliennes. Au niveau de chaque station, un total de six quadrats de 25 cm × 25 cm devrait être réalisé (Figure 121).

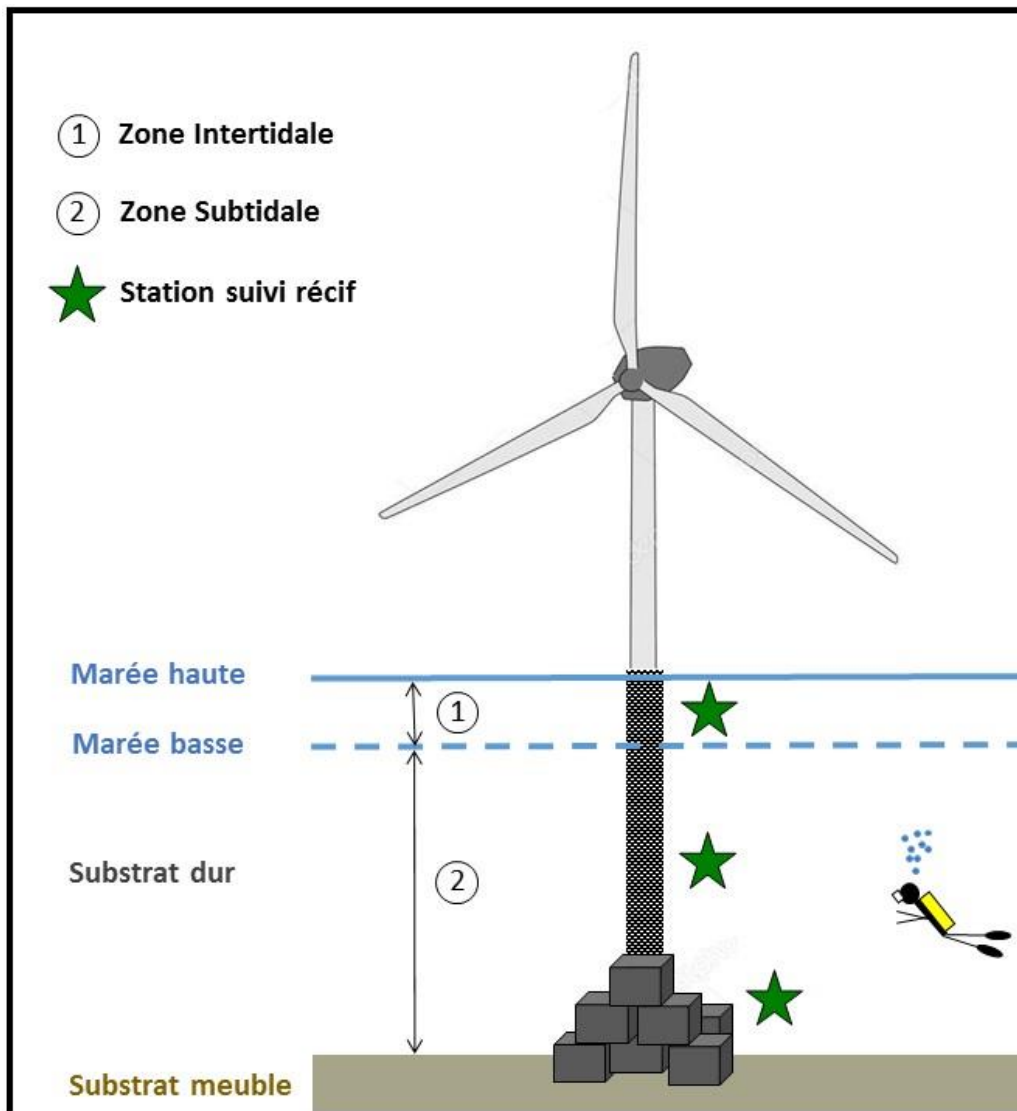


Figure 121 : Schéma d'échantillonnages pour les suivis des substrats durs à l'échelle d'une éolienne.

6.3.2 Engins de prélèvement utilisés

La méthode de prélèvement se fera par plongée avec un engin pouvant être facilement développé au laboratoire permettant l'échantillonnage de la faune vagile associée aux substrats durs. Mais les prélèvements peuvent être également réalisés à l'aide de suceuse.

6.3.3 Périodicité

Un suivi de deux ans durant les premières phases de colonisation avec au moins un prélèvement par saison (hiver, printemps, été, automne) puis deux fois par an (été/hiver) tous les cinq ans devrait être effectué.

6.4 Proposition de suivis des communautés suprabenthiques

Le suprabenthos qui correspond à une sous division du benthos apparaît être un groupe important dans les réseaux trophiques et en particulier dans l'alimentation des poissons démersaux. En effet, les migrations jour/nuit de ces crustacés nageurs offrent une source d'alimentation facilement disponible pour l'ichthyofaune. Ce compartiment est composé d'espèces sensibles aux perturbations anthropiques telles qu'un enrichissement en matière organique, les pollutions, les modifications de la turbidité perturbant leur cycle migratoire Jour/nuit. Le suprabenthos étant un compartiment « clé » au sein des écosystèmes du large, il est indispensable de le suivre.

6.4.1 Localisation

Un trait de jour et de nuit par type sédimentaire sera nécessaire au sein du périmètre du parc et en dehors du parc (zone de contrôle).

6.4.2 Engin de prélèvement utilisés

Le traîneau suprabenthique de type Macer-Giroq (Figure 122), étagé sur quatre niveaux permet un bon échantillonnage de cette faune en Manche (Dauvin & Lorgeré, 1989) et devrait être utilisé pour ce suivi. Le suivi de ce compartiment pourrait expliquer des changements potentiellement observés dans la structure et le fonctionnement des réseaux trophiques des zones étudiées. De plus, les espèces composant ce compartiment apparaissent comme très différentes selon les types sédimentaires (Vallet, 1997 ; Dauvin *et al.*, 2000).

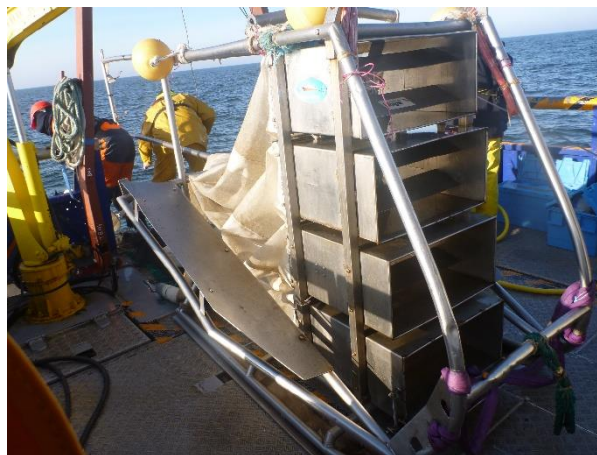


Figure 122 : Traîneau suprabenthique Macer-Giroq modifié (Dauvin & Lorgeré, 1989).

6.4.3 Périodicité

La fréquence d'observation, dans un cadre d'approche écosystémique devrait correspondre aux fréquences d'échantillonnage du benthos. Pour cela, un trait de jour et de nuit par type sédimentaire sera nécessaire.

6.5 Approche écosystémique : coordination avec les autres compartiments

6.5.1 Faune pélagique et ressources halieutiques

Le suivi de la faune pélagique et des ressources halieutiques associées à l'effet récif est un élément central à considérer pour les programmes de suivis des projets EMR. Les protocoles de suivis halieutiques ne seront pas développés ici, mais ces derniers devront prendre en compte l'approche écosystémique développée dans les deux thèses.

Ainsi, le suivi de l'effet récif devrait étudier la biomasse, l'abondance, la richesse spécifique et le régime alimentaire des poissons localisés au voisinage immédiat des éoliennes. En effet, ces poissons constituent un lien important entre le substrat dur et la faune présente sur ce dernier. Il apparaît donc indispensable de réaliser des analyses de contenus stomacaux par des benthologues afin de savoir si les poissons se nourrissent au sein du parc sur substrat dur, ou substrat meuble, ou les deux et analyser si le parc ne présenterait qu'un « effet refuge » ou en revanche un « effet garde-manger ». Il est important de souligner que c'est cette analyse des contenus stomacaux qui permet de relier les différents compartiments fonctionnels entre eux constituant la base d'une approche écosystémique. La périodicité pourrait être la même que celle proposée pour les suivis des communautés benthiques.

6.5.2 Mammifères marins

La proposition principale vise à améliorer la connaissance des mammifères marins pouvant se trouver à proximité du parc. L'objectif serait de caractériser pour chaque espèce la fréquentation et l'usage qu'elle a, vis-à-vis du site.

Le suivi des cétacés pourrait être effectué par l'établissement de relevés visuels le long de transects en bateau ou en avion couplés à l'utilisation de méthodes dites « acoustiques passives » telles que des enregistrements par hydrophones. Celles-ci permettraient de récupérer des enregistrements caractéristiques des populations de mammifères marins

évoluant sur la zone. Ce suivi devrait être réalisé pendant la période de construction et poursuivi durant la phase d'exploitation de manière à vérifier la présence de cétacés une fois la phase de construction finie.

En ce qui concerne les pinnipèdes, le suivi visuel pourrait être complété par des suivis télémétriques à l'aide de balises GPS. L'utilisation de ces balises permettrait d'avoir une approche fondamentale concernant l'aire de répartition des espèces, et les stratégies individuelles d'utilisation de l'espace et des ressources en relation avec les paramètres biotiques et abiotiques du milieu dans lequel ils vivent.

6.6 Lien entre substrats meubles et substrats durs : ENA et ratios comme indicateur de changement

L'approche écosystémique des EMR appliquée dans les deux thèses est nouvelle et semble nécessaire afin de compléter les études d'impact afin d'avoir une vision globale des impacts potentiels des EMR sur l'ensemble de l'écosystème. Cette approche écosystémique a permis de caractériser le fonctionnement des deux sites d'implantation des deux futurs parcs éoliens, et cette approche peut être facilement transposée avec les autres sites français d'implantation d'éoliennes en mer.

Durant la phase de construction et d'exploitation, il est indispensable de poursuivre cette approche afin de mieux appréhender les modifications du fonctionnement de l'écosystème du futur parc éolien. En effet, l'approche BACI (Before and during After Control Impact), permettra d'effectuer des comparaisons entre les phases de construction et d'exploitation avec l'état avant construction (état zéro ou état initial) et l'état des sites de contrôles (similaires, mais non impactés). Cette méthode couplée à l'application d'une approche écosystémique permettra de mieux comprendre l'évolution de l'écosystème dans son ensemble face aux changements liés à cette perturbation anthropique et dans un contexte de changement climatique puisque la durée d'exploitation des éoliennes est le long terme (> 10 ans). En effet, il serait important de déconvoluer les effets directement imputables au parc éolien de ceux liés aux changements de structure et de fonctionnement des écosystèmes liés aux changements de distribution des espèces de faune (benthos, poissons, mammifères, oiseaux) liés à l'élévation de la température des eaux en Manche.

Ces modèles écosystémiques devront être construits en se basant sur les données qui seront issues des suivis réalisés sur les différents compartiments et notamment sur les contenus stomacaux de poissons. En outre, l'échantillonnage devrait également être étendu à la méiofaune et aux bactéries dont le rôle, essentiel dans le fonctionnement d'un réseau trophique et notamment dans le recyclage de la matière organique, est moins bien connu. La mise en place de cette approche écosystémique dans un contexte de coordination nationale permettrait de construire des modèles présentant des niveaux d'agrégation similaires et ainsi d'obtenir une comparaison solide entre les indices ENA des différents sites d'études.

Au sein de chaque parc, des modèles été/hiver avant construction devraient être construits afin de caractériser le site avant la construction du parc, pendant les travaux, un an après travaux, puis un tous les cinq ans.

L'utilisation de l'approche écosystémique durant l'activité du futur parc éolien, permettra de répondre aux problématiques suivantes :

- Quelles seront les conséquences de l'effet récif et réserve sur le fonctionnement des différents types sédimentaires ? Par exemple, au niveau du site de Dieppe-Le Tréport, l'effet combiné récif et réserve rendrait-il le fonctionnement de l'écosystème des sables moyens similaire à celui des graviers ensablés et des sables graveleux avant construction ?
- Cet effet combiné sera-t-il à l'origine d'un changement dans la maturité des écosystèmes notamment lorsque plusieurs types sédimentaires sont présents au sein du parc ? La maturité des écosystèmes sera-t-elle stable entre les saisons ? En effet, suite à la simulation de l'effet récif, la maturité du site de Courseulles-sur-mer augmenterait (Raoux *et al.*, 2017).
- L'activité de recyclage augmentera t'elle autour des mâts d'éolienne suite à la production de détritux des organismes benthiques constituant la faune de substrat dur comme cela a pu être mis en évidence dans les simulations au niveau du site de Courseulles-sur-mer ?
- Les organismes colonisant les substrats durs constitueront ils une part importante du régime trophique des poissons pélagiques et démersaux ?

6.7 Les EMR sont –elles un cumul d’activité en mer ?

Les EMR sont majoritairement représentées par les éoliennes en mer. Cependant, l’analyse des différents éléments constituant ces futurs parcs éoliens durant leurs phases de construction et d’exploitation, permet de corrélérer cette future activité humaine avec d’autres activités déjà présente en Manche. Ces activités sont :

- Les extractions de granulats : lors du creusement des fondations et de l’enterrement des câbles inter-éolien, le sédiment sera foré ou dragué.
- Les clapages de sédiment en mer : après la phase de forage, les sédiments dragués seront surement déposés autour de l’éolienne.
- Le trafic maritime : durant la construction et l’exploitation, de nombreux navires seront présents au niveau du périmètre du parc éolien, avec de nombreux allers-retours entre le port d’attache des navires et du parc lors des activités de maintenance des turbines.
- Le réchauffement des eaux : les câbles électriques inter-éolienne provoquent un réchauffement localisé des eaux interstitielles.
- Les effets électromagnétiques.
- Les effets toxiques liées aux anodes en aluminium sacrificielles.
- Les effets réserve.

Ainsi, les parcs éoliens constituent une zone complexe de cumul d’activités en mer qui reste compliquée à appréhender, mais présentent une réelle opportunité de développer des suivis environnementaux pouvant servir à une meilleure compréhension du fonctionnement et leur évolution à long-terme des écosystèmes côtiers en Manche.

Conclusion

Cette thèse propose une nouvelle approche écosystémique avec l'étude d'un ensemble de 500 prélèvements benthiques, 100 prélèvements de méiofaune, 40 traits de chaluts à perche, 32 traits de zooplancton et 14 traits de traîneau suprabenthique dans l'objectif de caractériser au mieux l'écosystème du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport avant construction. Auparavant les études environnementales concernaient essentiellement des approches bio-sédimentaires et halieutiques. Or, aucun lien entre les différents compartiments composant l'ensemble de l'écosystème n'était abordé. Ce lien fondamental concerne essentiellement les poissons démersaux qui se nourrissent au niveau du compartiment benthique ; dans le futur, l'étude de leurs régimes alimentaires est indispensable. Ce régime permet de mieux comprendre les liens existant entre ces différents compartiments et permet de répondre au mieux sur les capacités nutritives que peut représenter le site ou non. En effet, ce n'est pas parce que des poissons sont présents au niveau d'un site qu'ils s'y nourrissent. Ainsi, l'étude de leurs contenus stomacaux permet de répondre à cette problématique de zone nourricière ou refuge. C'est pour cette raison qu'il est nécessaire d'avoir une approche globale de l'écosystème et non une étude compartimentée. Actuellement au niveau des implantations d'éoliennes offshore, une inquiétude générale concerne les impacts potentiels de ces structures maritimes sur les mammifères marins, les oiseaux et les chiroptères. De ce fait, les industriels se focalisent sur des suivis sur le long terme de ces compartiments. Or, les mammifères et l'avifaune présentent une large distribution et ne résident pas de manière permanente au niveau du site d'étude, ils sont peu concernés par les modifications à petite échelle en égard à leurs grands espaces de vies, alors que le compartiment benthique et les poissons démersaux, constituant les compartiments clés d'un écosystème restent peu étudiés (Wilding *et al.*, 2017). L'introduction de structures en mer (mât d'éolienne, fondation, enrochement) est une perturbation nouvelle en Manche et il n'y a pas encore de retour d'expérience sur cette activité en comparaison des extractions de granulats ou du clapage de sédiments en mer. De plus, cette activité en mer correspond à une durée longue (de 20 à 25 ans), ainsi au regard du manque d'information, il est indispensable d'avoir une stratégie d'étude sur l'ensemble des compartiments de l'écosystème. Il est important de promouvoir cette stratégie d'étude écosystémique sur l'ensemble des parcs éoliens en Normandie et plus largement le long des côtes françaises. De plus, de nombreuses activités en mer sont présentes dans le bassin oriental de la Manche, et chacune de ces activités possède leurs propres suivis (bio-sédimentaire, halieutique...). Il serait intéressant d'avoir des approches

prenant en compte l'ensemble de ces activités en mer afin de mieux appréhender et comprendre le cumul d'activités en mer sur l'écosystème marin et d'envisager une véritable approche écosystémique comme proposée dans la Directive Cadre Stratégie Milieu Marin.

Bibliographie

- A -

Agoumi, A., Enderlé, M.J., Gras, R.A. (1983) Modélisation du régime thermique de la Manche. *Oceanologica Acta*, 6: 393-406.

Allain, J.Y., Olivier, M.T., Petit, P., Retière, C. (1972) Les peuplements benthiques de la baie de Saint-Brieuc. *Procès-verbal de la Réunion du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, Dinard, 13 p.

Amara, R. (2010) Impact de l'anthropisation sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins. Exemple de la Manche-mer du nord. *Vertigo- la Revue Electronique en Sciences de l'Environnement*, <http://vertigo.revues.org/10129>.

Améziane, N., Chardy, P., Dauvin, J.C. (1996) Modelling carbon flows in soft-bottom communities from the Bay of Morlaix, western english Channel. In : *Eleftheriou A. (ed) Biology and Ecology of Shallow coastal Waters, 28 EMBS Symposium, Eraklion, Greece, 215-224.*

Anthony, E.J., Héquette, A. (2007) The grain-size characterisation of coastal sand from the Somme estuary to Belgium: sediment sorting processes and mixing in a tide and storm dominated setting. *Sedimentary Geology*, 202: 369-382.

Antoniadou, C., Krestenitis, Y., Chintiroglou, C. (2004) Structure of the "Amphioxus sand" community in Thermaikos bay (Eastern Mediterranean). *Fresenius Environmental Bulletin*, 13: 1122-1128.

Araujo, J.N., Mackinson, S., Standford, R.J., Hart, P.J.B. (2008) Exploring fisheries strategies for the western English Channel using an ecosystem model. *Ecological Modelling*, 210: 465-477.

Armonies, W. (2000) On the spatial scale needed for benthos community monitoring in the coastal North Sea. *Journal of Sea Research*, 43: 121-133.

Arzul, G. (2002) Aquaculture, Environment and Marine Phytoplankton. *Ifremer*, 248 p.

Auffret, J.P., Alduc, D., Larsonneur, C., Smith, A.J. (1980) Cartographie du réseau des paléovallées et de l'épaisseur des formations superficielles meubles de la Manche Orientale. *Annales de l'Institut Océanographiques*, Paris, 56: 21-35.

- B -

Bahé, S. (2008) Evaluation du trafic maritime dans la Manche. <https://atlas-transmanche.certic.unicaen.fr>

Barnay, A.S. (2003) Structure des peuplements fins plus ou moins envasés en Manche: échelles spatiales et biodiversité. *Thèse de Doctorat, Université Pierre et Marie Curie*, Paris VI, 244 p.

Barnsley, M.J. (2007) Environmental modeling : a practical introduction, *Taylor & Francis Group, Boca Raton*, 432 p.

Barrio-Froján, C.R.S., Boyd, S.E., Cooper, K.M., Eggleton, J.D., 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.

- Beck, C., Clabaut, P., Dewez, S., Vicaire, O., Chamley, H., Augris, C., Hoslin, R., Caillot, A. (1991)** Sand bodies and sand transport paths at the English Channel-North Sea border: morphology, hydrodynamics and radioactive tracing. *Oceanologica Acta*, 11: 111-121.
- Belgrano, A., Vincx, M., Dewarumez, J.M., Richard, A., Craeymeersch, J.A., Heip, C. (1990)** Recruitment of meroplanktonic larvae in the southern Bight of the North Sea. *Océanis*, 16: 225-243.
- Belgrano, A., Dewarumez, J.M. (1995)** The influence of tidal-induced variability on the distribution of meroplankton larvae in the southern Bight of the North Sea. *Oceanologica Acta*, 18: 523-530.
- Belgrano, A., Legendre, P., Dewarumez, J.M., Frontier, S. (1995)** Spatial structure and ecological variation of meroplankton on the French-Belgian coast of the North sea. *Marine Ecology Progress Series*, 128: 43-50.
- Benzécri, J.P. (1976)** L'analyse des données. *Dunod*, Paris, 616 p.
- Blanchet, H. (2004)** Structure et fonctionnement des peuplements benthiques du Bassin d'Arcachon. *Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux*, 331 p.
- Blott, S.J., Pye, K. (2001)** GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 1237-1248.
- Bodin, N. (2005)** Contamination des crustacés décapodes par les composés organohalogénés. Etude détaillée de la bioaccumulation des PCB chez l'araignée de mer *Maja brachydactyla*. *Thèse de Doctorat, Université de Bretagne occidentale, Brest*, 329 p.
- Boët, P., Léger, M., Le Pichon, C. (1999)** Modélisation du compartiment piscicole : test d'un modèle bioénergétique pour mieux cerner la biomasse piscicole d'un bief de la Seine. *Rapport interne Cemagref*, 11 p.
- Boillot, G., Musellec, P. (1975)** Origine de la Manche d'après une carte géologique au 1: 1 000 000^e. *Philosophical Transactions of the Royal Society London A*, 279: 21-27.
- Bolam, S.G., Eggleton, J.D. (2014)** Macrofaunal production and biological traits: spatial relationships along the UK continental shelf. *Journal of Sea Research*, 88: 47-58.
- Bolnick, D.I., Svanbäck, R., Fordyce, J.A., Yang, J.H., Davis, J.M., Hulsey, C.D., Forister, M.L. (2003)** The ecology of individuals: incidence and implications of individual specialization. *American Naturalist*, 161: 1-28.
- Borjá, A., Franco, J., Perez, V. (2000)** A marine biotic to the establish ecology quality of soft-bottom benthos within European estuarine coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114.
- Borjá, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxiha, I., Belzunce, M.J., Solaun, O. (2004)** Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 209-218.
- Boucher, G. (1980)** Facteurs d'équilibre d'un peuplement de nématodes des sables sublittoraux. *Mémoires du Muséum d'Histoire Naturelle, Paris*, 114: 1-81.

- Boucher, G. (1983)** Evolution du méiobenthos des sables fins sublittoraux de la baie de Morlaix de 1972 à 1982. *Oceanologica Acta, Proceeding 17th European Marine Biology Symposium, Brest*, 33-37.
- Bourillet, J.F., Reynaud, J.Y., Baltzer, A., Zaragosi, S. (2003)** The 'Fleuve Manche': the submarine sedimentary features from the outer shelf to deep-sea fans. *Journal of Quaternary Science*, 18: 261-282.
- 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. *Sciences Series Technical Report CEFAS Lowestoft 121*, 154 p.
- Bradford-Grieve, J.M., Probert, P.K., Nodder, S.D., Thompson, D., Hall, J., Hanchet, S., Boyd, P., Zeldis, J., Baker, A.N., Best, H. A., Broekhuizen, N., Childerhouse, S., Clark, M., Hadfield, M., Safi, K., Wilkinson, I. (2003)** Pilot trophic model for subantarctic water over the Southern Plateau, New Zealand: a low biomass, high transfer efficiency system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 289: 223–262.
- Bremmer, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J. (2006)** Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators*, 6: 609-622.
- Bremmer, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J. (2003a)** Assessing marine ecosystem health: the long-term effects of fishing on functional biodiversity in North Sea benthos. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 6: 131-137.
- Bremmer, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J. (2003b)** Assessing functional diversity in marine benthic ecosystem: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series*, 254: 11-25.
- Breton, G. (2014)** Espèces introduites ou invasives des ports du Havre, d'Antifer et de Rouen (Normandie, France). *Hydroécologie Appliquée*, 18: 23-65.
- Breton, G. (2016)** Le Cténophore invasif *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz est dans le port du Havre (Manche orientale) depuis septembre 2005. *Bulletin trimestriel de la Société géologique de Normandie et des amis du Muséum du Havre*, 121: 48-54.
- Breton, G., Vincent, T. (1999)** Invasion du port du Havre (France, Manche) par *Hydroides ezoensis* (Polycheta, Serpulidae), espèce d'origine japonaise. *Bulletin trimestriel de la Société géologique de Normandie et des amis du Muséum du Havre*, 82: 33–43.
- Brey, T. (1999)** A collection of empirical relations for use in ecological modelling. *Naga the ICLARM quarterly*, 22: 24-28.
- Brey, T. (2001)** Population Dynamics in Benthic Invertebrates. A Virtual Handbook. <http://thomas-brey.de/science/virtualhandbook>.
- Brunel, P. (1972)** The Gaspé cod ecosystem in the Gulf of St Lawrence. III. The daily and seasonal vertical migrations of cod (*Gadus morhua*) in 1960-62. *Naturaliste Canadien*, 99: 287-357.
- Brunel, P. (1979)** Seasonal changes of daily vertical migrations in a hyperbenthic cold layer shelf community in the Gulf of St Lawrence In: Cyclic phenomena in marine plants and animals,

E. Naylor and R.G. Hartnoll, eds. *Proceedings of the 13th European Symposium on Marine Biology*. Pergamon Press, Oxford, 383-390.

Brunel, P., Besner, M., Messier, D., Poirier, L., Granger, D., Weinstein, M. (1978) Le traîneau Macer-Giroq: appareil amélioré pour l'échantillonnage quantitative étagé de la petite faune nageuse au voisinage du fond. *International Review of Hydrobiology*, 63: 815-829.

Brylinski, J.M., Brunet, C., Bentley, D., Thoumelin, G., Hilde, D. (1996) Hydrography and Phytoplankton Biomass in the Eastern English Channel in Spring 1992. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43: 507-519.

Brylinski, J.M., Cabioch, L., Conti, P., Chabert d'Hières, G., Dupont, J.P., Frontier, S., Guegueniat, P., Lafite, R., Lagadeuc, Y., Puskaric, E., Skiker, M., Wartel, M. (1988) La notion de "fleuve côtier" dans les études océanographiques en Manche Orientale. *Journal de Recherche Océanographique*, 13: 66-67.

Brylinski, J.M., Lagadeuc, Y. (1990) L'interface eaux côtières/eaux du large dans le Pas-de-Calais (côte française) : une zone frontale. *Compte Rendu de l'Académie des Sciences de Paris*, 311: 535-540.

Brylinski, J.M., Lagadeuc, Y., Gentilhomme, V., Dupont, J.P., Lafite, R., Dupeuble, P.A., Huault, M.F., Auger, Y., Puskaric, E., Wartel, M., Cabioch, L. (1991) Le "fleuve côtier": un phénomène hydrologique important en Manche Orientale. Exemple du Pas-de-Calais. *Oceanologica Acta*, 11: 197-203.

- C -

Cabioch, L. (1968) Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche occidentale. *Cahiers de Biologie Marine*, 9: 493-720.

Cabioch, L., Glaçon, R. (1975) Distribution des peuplements benthiques en Manche orientale, de la baie de Somme au Pas-de-Calais. *Comptes Rendu de l'Académie des Sciences de Paris*, 280: 491-494.

Cabioch, L., Gentil, F., Glaçon, R., Retière, C. (1976) Le macrobenthos des fonds meubles de la Manche : distribution générale et écologie. In: Keegan, B. F., Ceidigh, P. O. et Boaden, P.J.S. (ed.) *Biology of benthic organisms. 11th European symposium on marine biology Galway*, Pergamon Press, Oxford, 115-128.

Cabioch, L., Glaçon, R. (1977) Distribution des peuplements benthiques en Manche Orientale, du Cap d'Antifer à la baie de Somme. *Comptes Rendu de l'Académie des Sciences de Paris*, 285: 209-213.

Cabioch, L., Gentil, F., Glaçon, R., Retière, C. (1978a) Carte des peuplements macrobenthiques en Manche orientale – Echelle 1/100 000 à 1/200 000.

Cabioch, L., Gentil, F., Glaçon, R., Retière, C. (1978b) Le bassin oriental de la Manche, modèle de distribution de peuplements benthiques dans une mer à fortes marées. *Journal de Recherche Océanographique*, 3: 249-254.

Cabioch, L., Gentil, F. (1997) Les biocénoses subtidales macrobenthiques de la Manche, conditions écologiques et structure générale. In : *Les biocénoses marines et littorales*

françaises des côtes atlantiques, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives, 28 ; Dauvin, J.C. (ed.). *Patrimoine Naturel*, 28: 68-78.

Caltrans, (2001) Pile Installation Demonstration Project, Fisheries Impact Assessment. PIDP EA 012081, Caltrans Contract 04A0148. San Francisco - Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project. 68 p.

Carpentier, P., Dewarumez, J.M., Leprêtre, A. (1997) Long-term variability of the *Abra alba* community in the southern bight of the North Sea. *Oceanologica Acta*, 20: 283-290.

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., Walkey, M. (2005) Eastern Channel Habitat Atlas for Marine Resource Management (CHARM). Atlas des Habitats des Ressources Marines de la Manche Orientale, INTERREG III A, 225 p.

Carpentier, A., Martin, C.C., Vaz, S. (Eds) (2009) Channel Habitat Atlas for marine Resource Management, final report / Atlas des habitats des ressources marines de la Manche orientale, rapport final (CHARM phase II). Ifremer, Boulogne-sur-Mer, 626 p.

Champalbert, G. (1975) Répartition du peuplement animal de l'hyponeuston. Etude de la physiologie et du comportement des Pontellidés. Thèse de doctorat d'Etat, Science de la Nature, Université d'Aix-Marseille, 312 p.

Chardy, P. (1987) Modèle de simulation du système benthique des sédiments grossiers du golfe normand-breton (Manche). *Oceanologica Acta*, 10: 421-434.

Chardy, P., Dauvin, J.C. (1992) Carbon flows in a subtidal fine sand community from the western English Channel: a simulation analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 81: 147-161.

Chen, Y., Cheung, S.G., Shin, P.K.S. (2013) A baseline study of benthic community associated with Amphioxus sand in subtropical Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 72: 274-280.

Chevenet, F. (1994) Un environnement coopératif de résolution de problèmes pour l'analyse statistique en écologie. *Thèse de doctorat, Université de Lyon 1*, 190 p.

Chiffolleau, J.F., Claisse, D., Cossa, D., Ficht, A., Gonzalez, J.L., Guyot, T., Michel, P., Miramand, P., Oger, C., Petit, F. (2001) La contamination métallique. Programme Seine Aval, fascicule n°8, Editions Ifremer, Plouzané, 39 p.

Chin, T.G. (1941) Studies on the Amoy amphioxus *Branchiostoma belcheri* Gray. *Philippine Journal of Science*, 75: 369-424.

Chouvelon, T. (2011) Structure et fonctionnement des réseaux trophiques par l'utilisation de traceurs écologique (isotopes stables, métaux) en environnement marin ouvert : le cas du Golfe de Gascogne. *Thèse de Doctorat, Université de la Rochelle*, 374 p.

Christensen, V., Coll M, Steenbeek, J., Buszowski, J., Chagaris, D., Walters, C.J. (2014) Representing variable habitat quality in a spatial food web model. *Ecosystems*, 17: 1397-1412.

Christensen, V., Walters, C.J. (2004) Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172: 109-139.

Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D. (2005) Ecopath with Ecosim: a User's Guide. Fisheries Centre. *University of British Columbia, Vancouver, Canada*, 154 p.

Clabaut, P., Davault, D. (1989) Interactions biocénose benthique-sédiment en milieu infratidal à haute énergie. Exemple de la baie de Wissant (Manche Oriental). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 308: 1249-1356.

Clark, K.R., Gorley, R.N. (2006) PRIMER v6 : User Manual/Tutorial. *Primer-E-Ltd., Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK*.

Clark, R.A., Frid, C.I.J. (2001) Long-term changes in the North Sea ecosystem. *Environmental Reviews*, 9: 131-187.

Cooper, K., Boyd, S., Eggleton, J., Limpenny, D., Rees, H., Vanstaen, K. (2007) 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.

Coutts, A.D.M., Dodgshun, T.J. (2007) The nature and extent of organisms in vessel sea-chests: a protected mechanism for marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 875-886.

Cusson, M. (2004) Etude critique des méthodes d'estimation de la production secondaire macrobenthique marine. *Thèse de Doctorat, Université Laval, Canada*, 163 p.

Cusson, M., Bourger, E. (2005) Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 297: 1-14.

- D -

da Silva, L.F.B., Tavares, M., Soares-Gomes, A. (2008) Population structure of the lancelet *Branchiostoma caribaeum* (Cephalochordata: Branchiostomidae) in the Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25: 617-623.

Dajoz, R. (1975) Précis d'écologie. *Dunod*, 549 p.

Dame, J.K., Christian, R.R. (2007) A statistical test of network analysis: can it detect differences in food web properties? *Ecosystems*, 10: 906-623

Dangeard, L. (1928) Observations de géologie sous-marine et d'océanographie relatives à la Manche. *Annales de l'Institut Océanographique*, nouvelle série, 6: 1-296.

Dauvin, J.C., Iglesias, A., Lorgeré, J.C. (1994) Circalittoral suprabenthic coarse sand community from the western English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74: 543-562.

Dauvin, J.C., Sorbe, J.C., Lorgeré, J.C. (1995) Benthic boundary layer macrofauna from the upper continental slope and the Cap Ferret canyon (Bay of Biscay). *Oceanologica Acta*, 18: 113-122.

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 Doctorat, Université Pierre et Marie Curie VI*, 251 p.

- 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'état es-sciences naturelles, Université Pierre et Marie Curie Paris VI*, 468 p.
- Dauvin, J.C. (1988)** Structure et organisation trophique du peuplement des sables grossiers à *Amphioxus lanceolatus* - *Venus fasciata* de la Baie de Morlaix (Manche Occidentale). *Cahiers de Biologie Marine*, 29: 163-185.
- Dauvin, J.C. (1992)** Cinétique du recrutement d'*Owenia fusiformis* en baie de Seine. *Oceanologica Acta*, 15: 187-197.
- Dauvin, J.C. (1993)** Le benthos: témoin des variations de l'environnement. *Oceanis*, 19: 25-53.
- Dauvin, J.C. (coordinateur) (1997)** Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives. *Patrimoines Naturels* 28: 1-359.
- Dauvin, J.C. (1999)** Mise à jour de la liste des espèces d'amphipodes (Crustacea: Peracarida) présents en Manche. *Cahiers de Biologie Marine*, 40: 165-183.
- Dauvin, J.C. (2000)** The muddy fine sand *Abra alba*-*Melinna palmata* community of the Bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 529-536.
- Dauvin, J.C. (2010)** Benthic time-series observations in North-eastern European marine station: is a European label needed? *Marine Pollution Bulletin*, 60: 160-169.
- Dauvin, J.C. (2012)** Are the eastern and western basins of the English Channel two separate ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 64: 463-471.
- Dauvin, J.C. (2015)** History of benthic research in the English Channel: from general patterns of communities to habitat mosaic description. *Journal of Sea Research*, 100: 32-45.
- Dauvin, J.C., Lorgeré J.C. (1989)** Modification du traîneau MACER-GIROQ pour l'amélioration de l'échantillonnage quantitatif étagé de la faune suprabenthique. *Journal de Recherche Oceanographique*, 14: 65-67.
- Dauvin, J.C, Zouhiri, S. (1996)** Suprabenthic crustacea fauna of a dense *Ampelisca* community from the English Channel. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 76: 909-929.
- Dauvin, J.C., Dewarumez, J.M., Gentil, F. (2003)** Liste actualisée d'annélides polychètes présentes en Manche. *Cahiers de Biologie Marine*, 44: 67-95.
- Dauvin, J.C., 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*, 7: 1-14.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T. (2007)** Polychaeta/Amphipoda ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 215-224.
- Dauvin, J.C., Desroy, N., Denis, L., Ruellet, T. (2008)** Does the *Phaeocystis* bloom affect the diel migration of the suprabenthos community? *Marine Pollution Bulletin*, 56: 77-87.
- Dauvin, J.C., Pezy, J.P. (2013)** Long-term changes of the Seine estuary suprabenthos (1996-2012). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448: 93-103.

- Dauvin, J.C., Vallet, C., Mouny, P., Zouhiri, S. (2000)** Main characteristics of the boundary layer macrofauna in the English Channel. *Hydrobiologia*, 426: 139-156.
- Dauvin, J.C., Andrade, H., de la Ossa Carretero, J.A., Del Pilar Rusa, Y., Riera, R. (2016)** Polychaeta/amphipod ratios: an approach to validating simple benthic indicators. *Ecological Indicators*, 63: 89-99.
- Davault, D. (1988)** Etude du peuplement des cailloutis à épibiose sessile et de la population d'*Ophiothrix fragilis* (Abilgaard) du détroit du Pas-de-Calais (France). *Thèse de Doctorat, Université de Lille*, 226 p.
- Davault, D. (1990)** Biofaciès et structure trophique du peuplement des cailloutis du Pas-de-Calais (France). *Oceanologia Acta*, 13: 335-348.
- Davault, D., Dewailly, F., Migné, A. (1998)** Carbon and nitrogen budget of a dense population of the the suspension-feeding ophiurid *Ophiothrix fragilis* (Abildgaard) in a macrotidal coastal ecosystem. In: *Mooi, R., Telford, M. (eds) Ninth International Echinoderm Conference. A.A. Balkema, San Francisco*, 337-342.
- Davault, R., Richard, A. (1988)** Les Ridens, haut-fond rocheux isolé du Pas-de-Calais: un peuplement remarquable. *Cahiers de Biologie Marine*, 29: 93-107.
- De Niro, M.J., Epstein, S. (1978)** Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *The Royal Society*, 270: 1413-1417.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. (2012)** Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Heading for an understanding of environmental impacts. *Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Section*, 155 p.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B., Vigin, L. (2016)** Environmental impacts of offshore windfarm in the Belgian part of the North Sea: environmental impact monitoring reloaded. *Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section*, 287 p.
- Desdevises, Y., Maillet, V., Fuentes, M., Escriva, H. (2011)** A snapshot of the population structure of *Branchiostoma lanceolatum* in the Racou Beach, France, during its spawning season. *Plos One* 6: e18520
- 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., 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.
- Desroy, N. (1998)** Les peuplements benthiques de substrats meubles du bassin maritime de la Rance. Evolution de la biodiversité et effets de l'activité prédatrice de *Nephtys hombergii* (Annélide Polychète). *Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1*

Desroy, N., Warembourg, C., Dewarumez, J.M., 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.

Dewarumez, J.M., Quisthoudt, C., Richard, A. (1986) Suivi pluriannuel du peuplement à *Abra alba* dans la partie méridionale de la mer du Nord (region de Dunkerque, France). *Hydrobiologia*, 142: 187-197.

Dewarumez, J.M., Davoult, D. (1997) Les biocénoses subtidales macrobenthiques en Manche Orientale et mer du Nord. In : Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantiques, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives, Dauvin, J.C. (ed.). *Patrimoines Naturels*, 28: 79-82.

Dewarumez, J.M., Davoult, D., Sanvicente Anorve, L.E., Frontier, S. (1992) Is the "Muddy heterogeneous sediment assemblage" an ecotone between the pebbles community and the *Abra alba* community in the Southern Bight of the North Sea? *Netherlands Journal of Sea Research*, 30: 229-238.

Di Carlo, G., Kenworthy, W.J. (2008) Evaluation of aboveground and belowground biomass recovery in physically disturbed seagrass beds. *Oecologia*, 158: 285-298.

Dingwall, R.G. (1975) Sub-bottom infilled channels in an area of the eastern English Channel. *Philosophical Transactions of the Royal Society London A*, 279: 233-241.

Dolbeth, M., Viegas, I., Martinho, F., Marques, J.C., Pardal, M.A. (2006) Population structure and species dynamics of *Spisula solida*, *Diogenes pugilator* and *Branchiostoma lanceolatum* along a temporal - spatial gradient in the south coast of Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 168-176.

Dufrêne, M., Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.

Dupilet, D. (2001) Le règlement des conflits d'usages dans la zone côtière entre pêche professionnelle et autres activités. *Rapport à Monsieur le Premier Ministre*, 62 p.

Dupont, L., Jollivet, D., Viard, F. (2003) High genetic diversity and ephemeral drift effects in a successful introduced mollusc (*Crepidula fornicata*: Gastropoda). *Marine Ecology Progress Series*, 253: 183-195.

Durrieu de Madron, X., Ferré, B. (2005) Bilans biogéochimiques en zone côtière: forçage naturels et anthropiques et le rôle de la resuspension par les tempêtes et le chalutage. *Lettre du PIGB-PMRC-France*, 17: 48-53.

- E -

Eigaard, O.R., van Deurs, M., Behrens, J.W., Bekkevold, D., Brander, K., Plambech, M., Schreiber Plet-Hansen, K., Mosegaard, H. (2014) Prey or predator-expanding the food web role of sandeel *Ammodytes marinus*. *Marine Ecology Progress Series*, 516 : 267-273.

Elizalde, M., Dauvin J.C., Sorbe, J.C. (1991) Les mysidacés suprabenthiques de la marge sud du canyon du Cap-Ferret (Golfe de Gascogne): répartition bathymétrique et activité natatoire. *Annales de l'Institut Océanographique de Paris*, 67: 129-144.

Elizalde, M., Sorbe, J.C., Dauvin, J.C. (1993) Las comunidades suprabentónicas batiales del golfo de Vizcaya (margen sur del cañón de Cap-Ferret): composición faunística y estructura. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico*, 11: 247-258.

Ellien, C., Thiébaud, E., Barnay, A.S., Dauvin, J.C., Gentil, F., Salomon, J.C. (2000) The influence of variability in larval dispersal on the dynamics of a marine metapopulation in the eastern Channel. *Oceanologica Acta*, 218: 423-442.

Elliott, M., Hemingway, K.L. (2002) Fishes in estuaries. *Blackwell Science*, London, 627 p.

- F -

Feller, R. J., Warwick, R. M. (1988) Energetics. In: Higgings, R.P., Thiel, H. (Eds.), Introduction to the study of meiofauna. *Smithsonian Institution Press*, Washington, DC, 181-196.

Finn, J.T. (1976) Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal of Theoretical Biology*, 56: 363-380.

Foden, J., Rogers, S.I., Jones, A.P. (2009) Recovery rates of UK seabed habitats after cessation of aggregate extraction. *Marine Ecology Progress Series*, 390: 15-26.

Folk, R.L. (1954) The distinction between grain size and mineral composition sedimentary rock nomenclature. *Journal of Geology*, 62: 344-359.

Folk, R.L. (1966) A review of grain-size parameters. *Sedimentary*, 6: 73-93.

Folk, R.L., Ward, W.C. (1957) Brazos river bar: a study of significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27: 3-26.

Forbes, T.L. (1989) The importance of size-dependent processes in the ecology of deposit-feeding benthos. In: Lopez, G., Taghon, G.L., Levinton, J. (eds) Ecology of marine deposit feeders. *Springer-Verlag*, New York, 171-200.

Foveau, A. (2009) Habitats et communautés benthiques du bassin oriental de la Manche: état des lieux au début du XXI^{ème} siècle. *Thèse de Doctorat, Université de Lille 1*, 306 p.

Fromentin, J.M., Dauvin, J.C., Ibanez, F., Dewarumez, J.M., Elkaim, B. (1997) Long-term variations of four macrobenthic community structures. *Oceanologica Acta*, 20: 43-53.

Frontier, S., Pichod-Viale, D., Leprêtre, A., Davoult, D., Luczak, C. (2008) Ecosystèmes. Structures, Fonctionnement, Evolution – 4^{ème} Edition *Dunod*, Science Sup, 558 p.

- G -

Garcia, C. (2010) Approche fonctionnelle des communautés benthiques du bassin oriental de la Manche et du sud de mer du Nord. *Thèse de Doctorat, Université de Lille 1*, 396 p.

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*, 32 : 72-86.

Garreau, P. (1997) Caractéristiques hydrodynamiques de la Manche. *Océanis*, 23: 65-87.

Gaudin, F. (2017) Effets du changement climatique sur la distribution de la macrofaune benthique en Manche. *Thèse de Doctorat, Université Pierre et Marie Curie*, 306 p.

- Gee, J., Warwick, R.M. (1996)** A study of global biodiversity patterns in the marine motile faune of hard substrata. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom*, 76: 177-184.
- Gentil, F. (1976)** Distribution des peuplements benthiques en baie de Seine. *Thèse de Doctorat 3^{ième} cycle, Université Pierre et Marie Curie VI*, 162 p.
- Gentil, F. (1985)** Etude de la dynamique du peuplement benthique à *Abra alba*-*Pectinaria koreni* de la baie de Seine. *Rapport final d'exécution des travaux contrat CNEXO: 82/6915*, 78 p.
- Gentil, F., Irlinger, J.P., Elkaïm, B., Proniewski, F. (1986)** 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*, 4: 409-420.
- Gentil, F., Cabioch, L. (1997)** Les biocénoses subtidales macrobenthiques de la Manche, conditions écologiques et structure générale. In : Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantiques, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives, Dauvin, J.C. (ed.). *Patrimoines Naturels*, 28: 68-78.
- Ghertsov, K. S. (2002)** Structure spatio-temporelle des peuplements macrobenthiques de la baie de Seine à plusieurs échelles d'observation. *Thèse de Doctorat, Université de Lille 1*, 182 p.
- Gibbart, P. (2007)** Europe cut adrift. *Nature*, 448: 259-260.
- Giere, O. (1993)** Meiobenthology, Vol. *Springer-Verlag, Berlin*, 328 p.
- Gilkinson, K.D., Dawe, B., Forward, B., Hickey, D., Kulka, S., Walsh, S. (2006)** A review of Newfoundland and Labrador region research on the effects of mobile fishing gear on benthic habitat and communities. *DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Documents*, 2006/055: 1-30.
- Glémarec, M. (1979)** Les fluctuations temporelles des peuplements benthiques liées aux fluctuations climatiques. *Oceanologica Acta*, 2: 365-371.
- Goasdoué, G. (1982)** Bionomie benthique des Ridens Haut-Fond du Pas-de-Calais, Approche qualitative par dragage et observation en scaphandre autonome. *DEA, Université Pierre et Marie Curie Paris VI*, 36 p.
- Gouletquer, P., Bachelet, G., Sauriau, P.G., Noël, P. (2002)** Open Atlantic coast of Europe-a century of introduced species into French waters. In: Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management. Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S (Eds.) *Kluwer Academic Publishers*, 276–290.
- Gourbault, N., Dauvin, J.C. (1997)** Les biocénoses benthiques, définition de la macrofaune. In : Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantiques, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives, Dauvin, J.C. (ed.). *Patrimoines Naturels*, 28: 47-48.
- Gray, J.S. (1974)** Animal-sediment relationships. In *Oceanographic and Marine Biology: an Annual Review*, 12, Barnes, H., (ed). *George Allen & Unwin LTD*, London, 223-261.
- Gray, J.S. (1997)** Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation*, 6: 153-175.

Grimm, V., Schmidt, E., Wissel, C. (1992) On the application of stability concepts in ecology. *Ecological modelling*, 63: 143-161.

Grochowski, N., Collins, M.B. (1994). Wave activity on the sea-bed of the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom*, 74: 739-742.

Grochowski, N., Collins, M.B., Boxall, S.R., Salomon, J.C., Breton, M., Lafite, R. (1993) Sediment transport pathways in the Eastern English Channel. *Oceanologica Acta*, 16: 531-537.

Guilcher, A. (1951) La formation de la mer du Nord, du Pas-de-Calais et des plaines maritimes environnantes. *Revue de géographie de Lyon*, 26: 311-329.

Guillou, N., Chapalain, G. (2006) Modélisation des mises en suspension dans le détroit du Pas-de-Calais sous l'influence des courants de marées et de la houle. In: L'Her, J. et Levacher, D. (ed.) *IXèmes Journées Nationales Génie Civil-Génie Côtier*, Brest, Paralia, 231-238.

Guillou, N., Chapalain, G. (2008) Modélisation des mises en suspension des sédiments de fond dans le détroit du Pas-de-Calais en condition de tempête – comparaison avec les observations. In: Levacher, D. et Gauffres, P. (ed.) *Xèmes Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil*, Sophia Antipolis, Paralia, 101-110.

Gupta, S., Collier, J.S., Palmer-Felgate, A., Potter, G. (2007) Catastrophic flooding origin of shelf valley systems in the English Channel. *Nature*, 448: 342-346.

Gypens, N., Lacroix, G., Lancelot, C. (2007) Causes of variability in diatom and *Phaeocystis* blooms in Belgian coastal waters between 1989 and 2003 : a model study. *Journal of Sea Research*, 57: 19-35.

- H -

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., Watson, R. (2008) A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystem. *Science*, 319: 948-952.

Hamblin, R.J.O., Brosby, A., Balson, P.S., Jones, S.M., Chadwick, R.A., Penn, I.E., Arthur, M.J. (1992) The geology of the English Channel. *HMSO*, London 107 p.

Hamdi, A., Vasquez, M., Populus, J. (2010) Cartographie des habitats physiques Eunis – Côtes de France. *Convention Ifremer/AAMP n°09/12177764/FY*.

Hammond, R.D., Naylor, E. (1977) Effects of dusk and dawn on locomotor activity rhythms in the Norway lobster: *Nephrops norvegicus*. *Marine Biology*, 39: 253-260.

Hamon, D., Morizur, Y., Quéro, J.C. (1997) Effets de la pêche. In: Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantiques, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives, Dauvin, J.C. (ed.). *Patrimoines Naturels*, 28: 218-228.

Hao, L., Minghui, M., Bin, L., Chenguang, B. (2014) Temporal and spatial dynamics of *Amphioxus* population (*Branchiostoma belcheri tsingtanense*) and its influential factors in Luan Estuary, China. *Ecology and Evolution*, 4: 3027-3037.

- Harvey, C.J., Cox, S.P., Essington, E., Hansson, S., Kitchell, J.F. (2003)** An ecosystem model of food web and fisheries interactions in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 939-950.
- Hecq, J.H., Mingelbier, M., Goffart, A., Brylinski, J.M., Djenidi, S. (1992)** Caractéristique écohydrodynamique de la baie sud de la Mer du Nord en régime d'été. *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, 61: 79-97.
- Heip, C., Basford, D., Craeymeersch, J.A., Dewarumez, J.M., Dörjes, J., de Wilde, P.A.J., Duineveld, G., Eleftheriou, A., Herman, P.M.J., Niermann, U., Kingston, P., Künitzer, A., Rachor, E., Rumohr, H., Soetaert, K., Soltwedel, T. (1992)** Trends in biomass, density and diversity of North Sea macrofauna. *ICES Journal of Marine Science*, 49: 13-22.
- Hesslein, R.H., Capel, M.J., Fox, D.E., Hallard, K.A. (1991)** Stables Isotopes of Sulfur, Carbon, and Nitrogen as Indicators of Trophic Level and Fish Migration in the Lower Mackenzie River Basin, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48: 2258-2265.
- Hesthagen, I.H. (1973)** Diurnal and seasonal variations in the near-bottom fauna "the hyperbenthos" in one of the deeper channels of the Kieler Bucht (Western Baltic). *Kierler Meeresforsch*, 29: 116-140.
- Heymans, J.J., Guénette, S., Christensen, V. (2007)** Evaluating network analysis indicators of ecosystem status in the Gulf of Alaska. *Ecosystems*, 10: 488-502.
- Hily, C., Guillaud, J.F. (1997)** Les rejets urbains en mer. In: Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantiques, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives, Dauvin, J.C. (ed.). *Patrimoines Naturels*, 28: 206-211.
- Hoey, G. V., Degraer, S., Vincx, M. (2004)** Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 59: 599-613.
- Holme, N.A. (1961)** The bottom fauna of the English Channel. Part I. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 41: 397-461.
- Holme, N.A. (1966)** The bottom fauna of the English Channel. Part 2. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom*, 46: 401-493.
- Horn, S., de la Vega, C. (2016)** Relationships between fresh weight, dry weight, ash free dry weight, carbon and nitrogen content for selected vertebrates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 481: 41-48.
- Hosack, G.R., Li, H.W., Rossignol, P.A. (2009)** Sensitivity of system stability to model structure. *Ecological Modelling*, 220: 1054-1062.
- Hughes, T. P., Bellwood, D.R., Folke, C., Steneck, R.S., Wilson, J. (2005)** New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20: 380-386.
- Hureau, J.C. (1966)** A study of the diet of three sub-antarctic Norothenid fishes. *Scott Polar Research Institute*, 260 p.

- I -

IFREMER, (2011) Impacts des câbles sous-marins sur les écosystèmes côtiers Cas particulier des câbles électriques de raccordement des parcs éoliens offshore (compartiments benthiques et halieutiques). *IFREMER Edition*, 58 p.

In Vivo, (2013) Synthèse de l'expertise "Analyse des Biocénoses Benthiques 2009. Projet de parc éolien en mer au large de Courseulles-sur-Mer (Calvados). *Eoliennes Offshore du Calvados*. 23 p.

In Vivo, (2010) Etude biosédimentaire Rapport définitif. *Parc éolien offshore des 2 côtes*, 46 p.

- J -

Jean, F. (1994) Modélisation à l'état stable des transferts de carbone dans le réseau trophique benthique de la rade de Brest (France). *Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale*, 170 p.

Jennings, S., Kaiser, M.J. (1998) The effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Advances in Marine biology*, 34: 202-352.

Jennings, S., Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Warr, K.J., Lancaster, J.E. (2001a) Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology*, 70: 459-475.

Jennings, S., Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., Warr, K.J. (2001b) Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series*, 213: 127-142.

Jennings, S., Warr, K.L. (2003) Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42: 495-506.

Jiang, J.X., Chen, C.Z., Wu, Q.Q., Cai, E.X., Zhang, S.J., Chen, J.D. (1984) Primary investigations of benthos in the west Taiwan Strait. *Acta Zoologica Sinica*, 6: 389-398.

Jolly, M.T., Jollivet, D., Gentil, F., Thiébaud, E., Viard, F. (2004) Sharp genetic break between Atlantic and English Channel populations of the polychaete *Pectinaria koreni*, along the North coast of France. *Heredity*, 94: 23-32.

- K -

Kang, C.K., Sauriau, P.G., Richard, P., Blanchard, G.F. (1999) Food sources of the infaunal suspension-feeding bivalve *Cerastoderma edule* in a muddy sandflat of Marennes-Oléron Bay, as determined by analyses of carbon and nitrogen stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 187: 147-158.

Knowlton, N. (2004) Multiple stable states and the conservation of marine ecosystems. *Progress in Oceanography*, 60: 387-396.

Konsulova, T. (1992) Seasonal structure and ecological status of Varna Bay (Black Sea) sandy and muddy macrozoobenthic coenoses. *Rapport Commission Internationale pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée* 33, 42 p.

Krone, R., Gutow, L., Brey, T., Dannheim, J., Schröder, A. (2013) Mobile demersal megafauna at artificial structures in the German Bight-Likely effects of offshore wind farm development. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 125: 1-9.

- L -

Lafite, R., Shimwell, S., Grochowski, N., Dupont, J.P., Nash, L., Salomon, J.C., Cabioch, L., Collins, M., Gao, S. (2000) Suspended particulate matter fluxes through the Straits of Dover, English Channel: observations and modelling. *Oceanologica Acta*, 23: 687-700.

Lagadeuc, Y., Brylinski, J.M. (1987) Transport larvaire et recrutement de *Polydora ciliata* (Annélide, Polychète) sur le littoral boulonnais. *Cahiers de Biologie Marine*, 28: 537-550.

Lapierre, T. (1975) Contribution à l'étude géologique et sédimentologique de la Manche Orientale. *Philosophical Transactions of the Royal society London A*, 279: 177-187.

Larsonneur, C. (1971) Manche centrale et Baie de Seine: géologie du substratum et des dépôts meubles. *Thèse de doctorat d'Etat és Sciences Naturelles*, Université de Caen, 394 p.

Larsonneur, C., Bouysse, P., Auffret, J.P. (1982) The superficial sediments of the English Channel and its western approaches. *Sedimentology*, 29: 851-864.

Larsonneur, C., Horn, R., Auffret, J.P., Hommeril, P., Moal, A. (1975) Géologie de la partie méridionale de la Manche centrale. *Philosophical Transactions of the Royal society London A*, 279: 145-153.

Le Bot, S., Trentesaux, A., Garlan, T., Berne, S., Chamley, H. (2000) Influence des tempêtes sur la mobilité des dunes tidales dans le détroit du Pas-de-Calais. *Oceanologica Acta*, 23: 129-141.

Le Bot, S., Trentesaux, A. (2004) Types of internal structure and external morphology of submarine dunes under the influence of tide and wind-driven processes (Dover Strait, northern France). *Marine Geology*, 211: 143-168.

Le Guellec, C., Bodin, P. (1992) Meiobenthos of the Bay of Saint-Brieuc (North Brittany ; France). I: Quantitative distribution in subtidal and intertidal zones. *Oceanologica Acta*, 15: 661-671.

Le Loc'h, F. (2004) Structure, fonctionnement, évolution des communautés benthiques des fonds meubles exploités du plateau continental Nord Gascogne. *Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale*, 326 p.

Lebart, L., Piron, M., Morineau, A. (2006) Statistique exploratoire multidimensionnelle. Visualisation et inférence en fouilles de données. *Dunod*, Paris, 464 p.

Lees, K., Mackinson, S. (2007) An Ecopath model of the Irish Sea: ecosystem properties and sensitivity analysis. *Report No. 138, Cefas, Lowestoft*, 52 p.

Lericolais, G., Auffret, J.P., Bourillet, J.F. (2003) The Quaternary Channel River: seismic stratigraphy of its palaeo-valleys and deeps. *Journal of Quaternary Science*, 18: 245-260.

Levoy, F. (1994) Evolution et fonctionnement hydrosédimentaire des plages macrotidales- L'exemple de la côte ouest du Cotentin. *Thèse de Doctorat, Université de Caen*, 413 p.

Levoy, F., Monfort, O., Larsonneur, C. (1997) Transports solides sur les plages macrotidales : traçage fluorescent et application à la côte ouest du Cotentin (France). *Oceanologica Acta*, 20: 811-822.

Libralato, S. (2008) System Omnivory Index. *Ecological Indicators*, 4: 3472–3477.

Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N., Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold, M., Scheidat, M. (2011) Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters*, 6: 1-13.

Lozach, S., Dauvin, J.C., Méar, Y., Murat, A., Davoult, D., Migné, A. (2011) Sampling epifauna, a necessary 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., 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.

Lumby, J.R. (1935) Salinity and temperature of the English Channel. Atlas of charts. *Fishery Investigations*, 14: 1-150.

Lynam, C.P., Halliday, N.C., Höffle, H., Wright, P.J., van Damme, C.J.G., Edwards, M., Pitois, S.G. (2013) Spatial patterns and trends in abundance of larval sand eels in the North Sea: 1950-2005. *ICES Journal of Marine Science*, 70: 540-553.

- M -

Macer, C.T. (1966) Sandeels (Ammodytidae) in the south-western North Sea, their biology and fishery. *Fishery Investigations*, 24: 1-55.

Mackie, A.S.Y., James, J.W.C., Rees, E.I.S, Darbyshire, T., Philpott, S.L., Mortimer, K., Jenkins, G.O., Morando, A. (2006) The outer Bristol Channel marine habitat study. *Studies in Marine Biodiversity and Systematics from the National Museum of Wales. BIOMÔR Reports 4*, 249 p.

Mackie, A.S.Y., Oliver, P.G., Rees, E.I.S (1995) Benthic biodiversity in the southern Irish Sea. *Studies in Marine Biodiversity and Systematics from the National Museum of Wales. BIOMÔR Reports 1*, 263 p.

Mackinson, S., Daskalov, G. (2007) An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterisation. *Science Series Technical Report*, CEFAS, 142 p.

Macquart-Moulin, C. (1973) L'activité natatoire rythmique chez les pécarides benthoplanctoniques. Déterminisme endogène des rythmes nyctéméraux. *Tethys*, 5: 209-231.

Macquart-Moulin, C. (1984) La phase pélagique nocturne et les comportements migratoires des amphipodes benthiques (Méditerranée Nord-Occidentale). *Tethys*, 11: 171-196.

Macquart-Moulin, C. (1985) Le contrôle des phases pélagiques nocturnes chez les crustacés pécarides benthiques. *Tethys*, 11: 275-287.

- Macquart-Moulin, C., Bourdillon, A., Cubizolles, F., Passelaigue, F., Rasoanorivo, R. (1987)** Un cas type de migration verticale 'retard' chez l'amphipode *Ampelisca typica*. *Journal of Plankton Research*, 9: 785-809.
- Macquart-Moulin, C. (1991)** La phase pélagique nocturne des cumacés. *Journal of Plankton Research*, 13: 313-337.
- Mahé, K., Destombes, A., Coppin, F., Koubbi, P., Vaz, S., Le Roy, D., Carpentier, A. (2005)** Le rouget barbet de roche *Mullus surmuletus* (L. 1758) en Manche orientale et mer du Nord. *Rapport Ifremer*, 187 p.
- Mare, M.F. (1942)** A study of a marine benthic community with special reference to the micro-organismes. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 25: 517-554.
- Marmin, S. (2013)** Impacts biosédimentaires des expérimentations de clapages en baie de Seine sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. *Thèse de Doctorat, Université de Caen Basse-Normandie*, 249 p.
- Maurer, D., Leathem, W., Kinner, P., Tinsman, J. (1979)** Seasonal fluctuations in coastal benthic invertebrates assemblages. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 8: 181-193.
- McIntyre, A.D. (1978)** The benthos of the western North Sea. *Rapports et Procès-Verbaux Réunions I.C.E.S.*, 172: 405-417.
- MEDDE, (2012)** Energies Marines renouvelables, études méthodologiques des impacts environnementaux et socio-économiques, 357 p.
- Mees, J., Jones, M. (1997)** The hyperbenthos. *Oceanography and Marine Biology – An Annual Review*, 35: 221-376.
- Merceron, M. (1999)** Marées vertes en Bretagne: état actuel des connaissances. In: "Pollutions diffuses: du bassin versant au littoral", Ploufragan, *Ifremer*, 10 p.
- MESL (Marine Ecological Survey Ltd.), (1996)** Benthic Ecology of St Catherine's Licensed Dredging Area 407. *Report prepared for Oakwood Environmental, Wormley, Surrey*, 62 p.
- MESL (Marine Ecological Survey Ltd.), (1997a)** Benthic Ecology off Lowestoft Dredging Application Area 454. *Report prepared for Oakwood Environmental, Wormley, Surrey*, No SCS/454/1, 48 p.
- MESL (Marine Ecological Survey Ltd.), (1997b)** Benthic Ecology off Suffolk (Shipwash Gabbard) Dredging Application Area 452. *Report prepared for Oakwood Environmental, Wormley, Surrey*, No SCS/452/1, 47 p.
- MESL (Marine Ecological Survey Ltd.), (1999a)** Benthic Ecology south west of the Isle of Wight. Area 465/1 & 465/2 (West Channel). *Report prepared for Coastline Surveys Limited, Stonehouse, Gloucestershire*. 39 p.
- MESL (Marine Ecological Survey Ltd.), (1999b)** Benthic Ecology: Areas 458 & 46' (West Bassurelle). *Report prepared for Oakwood Environmental, Wormley, Surrey*, 39 p.
- Migné, A., Davoult, D. (1997)** Carbon-dioxide production and metabolic parameters in the ophiurid *Ophiothrix fragilis*. *Marine Biology*, 127: 699-704.

Migné, A., Davoult, D. (1998) Macrobenthic metabolism as carbon and nitrogen fluxes in a coastal area exposed to strong tidal currents (Dover Strait, eastern English Channel). *Hydrobiologia*, 375/376: 307-315.

Migné, A., Davoult, D., Gattusa, J.P. (1998) Calcium carbonate production of a dense population of the brittle star *Ophiothrix fragilis* (Echinodermata: Ophiuroidea): role in the carbon cycle of a temperate coastal ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 173: 305-308.

Minagawa, M., Wada, E. (1984) Step wise enrichment of ^{15}N along food-chains: Further evidence and the relation between $\Delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48: 1135–1140.

Moulin, C., Beslin, S. (2012) Pressions physiques et impacts associés. Interférences avec des processus hydrologiques, modification du régime thermique. *Pressions et Impacts, Manche-Mer du Nord*, 16 p.

Montreuil, A.L., Levoy, F., Bretel, P., Anthony, E.J. (2014) Morphological diversity and complex sediment recirculation on the ebb delta of a macrotidal inlet (Normandy, France): a multiple LiDAR dataset approach. *Geomorphology*, 219: 114–125.

Morissette, L. (2007) Complexity, cost and quality of ecosystem models and their impact on resilience: A comparative analysis, with emphasis on marine mammals and the Gulf of St. Lawrence. Thesis of the University of British Columbia, Vancouver, 278 p.

Motoda, S. (1959) Devices of simple plankton apparatus. *Memoirs of Faculty of Fisheries, Hokkaido University* 7: 73-94.

Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M. H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D.T., Thomsen, F. (2010) Effects of Pile-driving Noise on the Behaviour of Marine Fish. *COWRIE Ref: Fish 06-08, Technical Report 31 March 2010*.

Muxika, I., Borja, A., 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 -

Newell, R.C., Seiderer, L.J., 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., 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.

Niquil, N., Chaumillon, E., Johnson, G.A., Bertin, X., Grami, B., David, V., Bacher, C., Asmus, H., Baird, D., Asmus, R. (2012) The effect of physical drivers on ecosystem indices derived from ecological network analysis: comparison across estuarine ecosystems. *Estuarine Coastal and Shelf Sciences*, 108: 132-143.

- O -

Odum, E.P. (1971) *Fundamentals of Ecology*, Vol. W.B. Sander Co, Philadelphia, 574 p.

Oliver, P.G., Killeen, I.J. (2002) The Thyasiridae (Mollusca: bivalvia) of the British continental shells and North sea oilfields. *Studies in Marine Biodiversity and Systematics from the National Museum of Wales. BIOMÔR Reports 3*, 73 p.

Ortiz, M., Wolff, M. (2002) Trophic models of four benthic communities in Tongoy Bay (Chile): comparative analysis and preliminary assessment of management strategies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 268: 205–235

OSPAR Commission (2008) Assessment of the environmental impact of offshore Wind farms. *Biodiversity serie*, 35 p.

- P -

Patrício, J., Marques, J.C. (2006) Mass balanced models of the food web in three areas along a gradient of eutrophication symptoms in the south arm of the Mondego estuary (Portugal). *Ecological Modelling*, 197: 21–34.

Pearson, T.H. Rosenberg, R. (1978) Macrobenthic Succession in relation to Organic Enrichment and Pollution of the Marine Environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 16: 229-311.

Pérès, J.M. (1961) Océanographie biologique et biologie marine. *Presses Universitaires de France*, Paris, 541 p.

Peterson, B.J., Fry, B. (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 293-320.

Pezy, J.P., Navon, M., Dauvin, J.C. (2013) Etude du benthos dans le cadre du programme de Recherches du PER Granulats Marins Havrais. *Rapport de campagne de février 2013*, 68 p.

Pezy, J.P., Dauvin, J.C. (2016) Extension of the geographical distribution of the crab *Asthenognathus atlanticus* Monod, 1932, in the eastern English Channel through its commensal relationship with the polychaete *Chaetopterus variopedatus* (Renier, 1804). *Marine Biodiversity*, 1-7.

Pezy, J.P., Baffreau, A., Dauvin, J.C. (2017a) What are the factors driving long-term changes of the suprabenthos in the Seine estuary? *Marine Pollution Bulletin*, 118: 307-318.

Pezy, J.P., Baffreau, A., Dauvin, J.C. (2017b) Revisited Syllidae of the English Channel coarse sediment communities. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 97: 1051-1058.

Pezy, J.P., Raoux, A., Marmin, S., Balay, P., Niquil, N., Dauvin, J.C. (2017c) Before-After analysis of the trophic network of an experimental dumping site in the eastern part of the Bay of Seine (English Channel). *Marine Pollution Bulletin*, 118: 101-111.

Pezy, J.P., Raoux, A., Marmin, S., Bailay, P., Dauvin, J.C. (2017d) Short-term response of subtidal soft-bottom community to dredge deposit of spoil estuarine sediment supports the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Ecological indicators* (submitted)

Pielou, E.C. (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.

Pimm, S.L., Lawton, J.H., Cohen, J.E. (1991) Food web patterns and their consequences. *Nature*, 350: 669-674.

Pingree, R.D. Maddock, L. (1977) Tidal residuals in the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom*, 57: 339-354.

Pingree, R.D., Griffiths, D.K. (1979) Sand transport paths around the British Isles resulting from M₂ and M₄ tidal interactions. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom*, 59: 497-513.

Planque, B., Fromentin, J.M., Cury, P., Drinkwater, K.F., Jennings, S., Perry, R.I., Kifani, S. (2009) How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate ? *Journal of Marine Systems*, 79: 403-417.

Prandle, D., Loch, S.G., Player, R. (1993) Tidal flow through the Straits of Dover. *Journal of Physical Oceanography*, 23: 23-27.

Pranovi, F. Link, J.S. (2009) Ecosystem exploitation and trophodynamic indicators: a comparison between the Northern Adriatic Sea and Southern New England. *Progress Oceanography*, 81: 149-164.

Prygiel, J. (1987) Etude du peuplement à *Ophelia borealis* et de l'annélide *Nephtys cirrosa* (Ehlers 1868) en Manche Orientale et en Mer du Nord Occidentale. *Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université des Sciences et Techniques de Lille Flandres Artois*, 128 p.

- Q -

Quiniou, L. (1978) Les poissons démersaux de la baie de Douarnenez. Alimentation et écologie. *Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université de Brest*, 222 p.

- R -

Raoux, A., Tecchio, S., Pezy, J.P., Lassalle, G., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Cachera, M., Ernande, B., Le Guen, C., Haraldsson, M., Grangeré, K., Le Loc'h, F., Dauvin, J.C., Niquil, N. (2017a) Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm : Which effects on the trophic web functioning ? *Ecological indicators*, 72: 33-46.

Raoux, A., Dambacher, J.M., Pezy, J.P., Mazé, C., Dauvin, J.C., Niquil, N. (2017b) Assessing cumulative socio-ecological impacts of offshore wind farm development in the Bay of Seine (English Channel). *Marine Policy*, 89: 11-20.

Raoux, A., Lassalle, G., Pezy, J.P., Tecchio, S., Safi, G., Ernande, B., Mazé, C., Le Loc'h, F., Lequesne, J., Girardin, V., Dauvin, J.C., Niquil, N. (2017c) An ecosystem approach of Marine Renewable Energies management: The potential effects of Offshore Wind Farms on ecosystem structure and functioning. *Marine Pollution Bulletin* (submitted)

Ratsimbazafy, R.A. (1998) Spectre de tailles des peuplements benthiques de sables grossiers de la Manche. *Thèse de Doctorat, Muséum National d'Histoire Naturelle*, 122 p.

Renaud-Mornant, J., Bodin, F., Bodiou, J.Y., Boucher, G., Bovée de, F., Castel, J., Coineau, N., Courties, C., Gourbault, N., Guidi, L., Lasserre, P., Soyer, J., Tournié, T. (1992) Estimation du rôle énergétique et dynamique spatio-temporelle du méiobenthos en milieu littoral : échantillonnage et méthodologie. *Centre National de la Recherche Scientifique, Paris*, 232 p.

Retière, C. (1979) Contribution à la connaissance des peuplements benthiques du golfe Normano-Breton. *Thèse Doctorat ès Sciences Naturelles*, Université Rennes I, 431 p.

Reubens, J.T., Braeckman, U., Vanaverbeke, J., Van Colen, C., Degraer, S. Vincx, M. (2013) Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and pouting (*Trisopterus luscus*) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, 139: 28–34.

Reynaud, J.Y., Tessier, B., Auffret, J.P., Berné, S., De Batist, M., Marsset, T., Walker, P. (2003) The offshore Quaternary sediment bodies of the English Channel and its Western approaches. *Journal of Quaternary Science*, 18: 361-371.

Rice, J.C. (2006) Impacts of mobile bottom gears on seafloor habitats, species, and communities: a review and synthesis of selected international reviews. *DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Documents*, 2006/057: 1-39.

Richard, A., Degros, N., Dewarumez, J.M. (1988) Pollutions métalliques des organismes benthiques du littoral français de la Mer du Nord (Calais-Dunkerque) : influence du régime alimentaire. *Océanis*, 14: 435-446.

Robinson, K.A., Darbyshire, T., Van Landeghem, K., Lindenbaum, C., McBreen, F., Creavan, S., Ramsay, K., Mackie, A.S.Y., Mitchell, N., Wheeler, A., Wilson, J.G., O’Beirn, F. (2009a) Habitat mapping for conservation and management of the southern Irish sea volume I: seabed surveys. *Studies in Marine Biodiversity and Systematics from the National Museum of Wales. BIOMÔR Reports 5(1)*, 148 p.

Robinson, K.A., Ramsay, K., Lindenbaum, C., Frost, N., Moore, J., Petrey, D., Darbyshire, T. (2009b) Habitat mapping for conservation and management of the southern Irish sea volume II: modelling & mapping. *Studies in Marine Biodiversity and Systematics from the National Museum of Wales. BIOMÔR Reports 5(2)*, 66 p.

Rombouts, I., Beaugrand, G., Fizzala, X., Gaill, F., Greenstreet, S.P.R., Lamare, S., Le Loc’h, F., McQuattors-Gollop, A., Mialet, B., Niquil, N., Percelay, J., Renaud, F., Rossberg, A.G., Féral, J.P. (2013) Food web indicators under the Marine Strategy Framework Directive: from complexity to simplicity? *Ecological Indicators*, 29: 246-254.

Ruellet, T., Breton, G. (2012) VIP : Vie Introduite dans les Ports. *Rapport GIP Seine-Aval*, Rouen, France, 417 p

Rybarczyk, H., Elkaim, B. (2003) An analysis of the trophic network of a macrotidal estuary: the Seine Estuary (Eastern Channel, Normandy, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 775-791.

Rybarczyk, H., Elkaim, B., Ochs, L., Loquet, N. (2003) Analysis of the trophic network of a macrotidal ecosystem: the Bay of Somme (Eastern Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 405-421.

- S -

Saint-Marie, B., Brunel, P. (1985) Suprabenthic gradients of swimming activity by cold-water gammaridean amphipod Crustacean over a muddy shelf in the Gulf of Saint-Lawrence. *Marine Ecology Progress Series*, 23:57-69.

Salomon, J.C. (1989) Possible hydrodynamic influences on benthic macrofauna in tidal coastal zones: the case of the English Channel. 55. *ICES*, 1-18.

Salomon, J.C. (1990) Role of instantaneous and long-term water movements on the recruitment and life of benthic fauna in the English channel. *La mer*, 28: 211-217.

Salomon, J.C., Breton, M. (1991) Courants résiduels de marée dans la Manche. *Oceanologica Acta*, 11: 47-53.

Sauriau, P.G., Kang, C.K. (2000) Stable isotope evidence of benthic microalgae-based growth and secondary production in the suspension feeder *Cerastoderma edule* (Mollusca, Bivalvia) in Marennes-Oléron Bay. *Hydrobiologia*, 440: 317-329.

Shannon, C.E., Weaver, W. (1948) The mathematical theory of communication. *University of Illinois, Press, Urbana, IL*, 225 p.

Smith, A.J. (1985) A catastrophic origin for the palaeovalley system of the eastern English channel. *Marine Geology*, 64: 65-75.

Smith, A.J., Curry, D. (1975) The structure and geological evolution of the English Channel. *Philosophical Transactions of the Royal Society London A*, 279: 3-20.

Snelgrove, P.V.R., Butman, C.A. (1994) Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*, 32: 111-177.

Souplet, A., Dewarumez, J.M. (1980b) Les peuplements benthiques du littoral de la région de Dunkerque. *Cahiers de Biologie Marine*, 21: 23-39.

Souplet, A., Glaçon, R., Dewarumez, J.M., Smigielski, F. (1980a) Distribution des peuplements benthiques littoraux en mer du Nord du cap Blanc-Nez à la frontière de Belgique. *Comptes Rendu de l'Académie des Sciences de Paris*, 290: 627-630.

Sponheimer, M., Robinson, T.F., Cerlong, T.E, Tegland, L., Roeder, B.L., Ayliffe, L., Dearing, M.D., Ehleringer, J.R. (2006) Turnover of stable carbon isotopes in the muscle, liver, and breath CO₂ of alpacas (*Lama pacos*). *Rapid Commun Mass Spectrom*, 20: 1395-1399.

Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.M., Parker, K.R. (1986) Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time? *Ecology*, 67: 929-940.

- T -

Tecchio, S., Tous Rius, A., Dauvin, J.C., Lobry, J., Lassalle, G., Morin, J., Bacq, N., Cachera, M., Chaalali, A., Villanueva, M.C., Niquil, N. (2015) The mosaic of habitats of the Seine estuary: insights from food-web modelling and network analysis. *Ecological Modeling*, 312: 91-101.

Tecchio, S., Chaalali, A., Raoux, A., Tous Rius, A., Lequesne, J., Girardin, V., Lassalle, G., Cachera, M., Riou, P., Lobry, J., Dauvin, J.C., Niquil, N. (2016) Evaluating ecosystem-level anthropogenic impacts in a stressed transitional environment: the case of the Seine estuary. *Ecological Indicators*, 61: 833-845.

Thiébaud, E., Cabioch, L., Dauvin, J.C., Retière, C., 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.

Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., Piper, W. (2006) Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. *Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd*, 62 p.

Tieszen, L.L., Boutton, T.W., Tesdahl, K.G., Slade, N.A. (1983) Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for ¹³C analysis of diet. *Oecologia*, 57: 32-37.

Toulmont, A., Truchot, J.P. (1964) Inventaire de la faune marine de Roscoff. Amphipodes. *Travaux de la Station Biologique*, 15: 1-42.

Turbout, F. (2013) Espace Manche – Atlas Transmanche, <https://atlas-transmanche.certic.unicaen.fr/fr/>

Tubout, F. (2016) Les nouveaux enjeux de sécurité. <https://atlas-transmanche.certic.unicaen.fr>

- U -

Ulanowicz, R.E. (1986) Growth and Development: Ecosystems Phenomenology. *Springer-Verlag*, New York, 220 p.

Ulanowicz, R.E. (1997) Ecology, the Ascendent Perspective. *Columbia University Press*, New York, 222 p.

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., Tachet, H. (2000) Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates : relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43: 175–205.

- V -

Vallet, C., Dauvin, J.C. (1995) Qualitative and quantitative composition of the suprabenthic amphipods from the English Channel. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 42: 461-481.

Vallet C., Zouhiri S., Dauvin J.C., Wang Z. (1995) Variations nyctémérales de l'abondance de la faune démersale en Manche. *Journal de Recherche Océanographique*, 20: 94-102.

Vallet, C. (1997) Le compartiment suprabenthique des fonds circalittoraux de la Manche: composition faunistique et quantitative, et rôle dans les transferts benthos/pélagos. *Thèse de Doctorat*, Université de Paris VI, 160 p.

Vallet, C., Dauvin, J.C., Hamon, D., Dupuy, C. (2001) Effect of the introduced common slipper shell (*Crepidula fornicata*) on the suprabenthic biodiversity of the subtidal communities in the Bay of Saint-Brieuc. *Conservation Biology*, 15: 1686-1690.

Vaslet, D., Larsonneur, C., Auffret, J.P (1979) Les sédiments superficiels de la Manche 1/500 000. Carte + explication.

Vaz, S., Carpentier, A., Coppin, F. (2007) Eastern English Channel fish assemblages: measuring the structuring effects of habitats on distinct sub-communities. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 271-287.

Villanueva, C., Ernande, B., Mackinson, S. (2009) Chapitre 6/Chapter 6: Réseau Trophique/Trophic Network. In: Carpentier A, Martin CS, Vaz S (eds) Channel Habitat Atlas for marine Resource 350 . *Management, final report (CHARM phase II) INTERREG 3a Programme*. IFREMER, Boulogne-sur-mer, 548-563

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)*, 119 p.

Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E. (2007) Let the concept of trait be functional ! *Oikos*, 116: 882-892

- W -

Walters, C.J., Christensen, V., Pauly, D. (1997) Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7: 139-172.

Wang, Z., Dauvin, J.C. (1994) The suprabenthic crustacean fauna of the infralittoral fine sand community in the Bay of Seine (Eastern English Channel): composition, swimming activity and diurnal variation. *Cahiers de Biologie Marine*, 35: 135-155.

Wang, Z., Dauvin, J.C., Thiébaud, E. (1994) Preliminary data on the near-bottom meso and macrozooplanktonic fauna from the eastern Bay of Seine: faunistic composition, vertical distribution and density variation. *Cahiers de Biologie Marine*, 35: 157-176.

Ward Jr, J. H. (1963) Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association*, 58: 236-244.

Wentworth, CK. (1922) A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.

Wilding, T.A., Gill, A.B, Boon, A., Sheehan, E., Dauvin, J.C., Pezy, J.P., O'Beirn, F., Janas, U., Rostin, L., De Mesel, I. (2017) Turning off the DRIP ('Data-rich, information-poor') – rationalizing monitoring with a focus on marine renewable energy developments and the benthos. *Renewables and Sustainable Energy Reviews*, 74: 848-859.

Wilhelmsson, D., Malm, T., Öhman, M.C. (2006) The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 775 -784.

Wilhelmsson, D., Malm, T. (2008) Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79: 459–466.

Wilhelmsson, D., Malm, T., Thompson, T. (2010) Greening Blue Energy: Identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of off shore renewable energy. *IUCN, Gland, Switzerland*, 90 p.

Wilson, J.G., Mackie, A.S.Y., O'Connor, B.D.S., Rees, E.I.S., Darbyshire, T. (2001) Benthic biodiversity in the southern Irish sea 2: the south-west Irish sea survey. *Studies in Marine Biodiversity and Systematics from the National Museum of Wales. BIOMÔR Reports 2*, 143 p.

- Z -

Zeng, G.S., He, M.H., Cheng, Z.D. (1996) Monitoring and research in Lancelet protected area in Huangcuo, Xiamen. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 15: 174-181.

Zouhiri, S., Dauvin, J.C. (1996) Diel changes of the Benthic Boundary Layer macrofauna over coarse sand sediment in the western English Channel. *Oceanologica Acta*, 19: 141-153.

Zouhiri, S. (1999) Composition qualitative de la faune démersale et structures trophiques du suprabenthos en trois sites de l'Atlantique Nord-Est (Manche, Golfe de Gascogne et seamounts du sud des Açores). *Thèse de Doctorat, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris*, 109 p.

Annexe

Annexe 1 : Coordonnées théoriques des stations du benthos

Intérieur du périmètre du parc		
Station	Longitude DDEC	Latitude DDEC
B1i	1.085	50.095
B2i	1.06	50.105
B3i	1.04	50.126
B4i	1.056	50.136
B5i	1.039	50.142
B6i	1.074	50.16
B7i	1.091	50.133
B8i	1.112	50.124
B9i	1.144	50.122
B10i	1.135	50.141
B11i	1.113	50.158
B12i	1.124	50.18
B13i	1.149	50.171
B14i	1.172	50.141
B15i	1.192	50.167
B16i	1.159	50.187
B17i	1.135	50.196
B18i	1.165	50.207
B19i	1.195	50.189
B20i	1.221	50.164
Extérieur du périmètre du parc		
Station	Longitude DDEC	Latitude DDEC
B1e	1.041	50.082
B2e	1.005	50.108
B3e	1.096	50.192
B4e	1.226	50.188
B5e	1.251	50.184

Annexe 2 : Matrice unique annuelle (moyenne C1, C2, C3, C4)

- Transformation en Présence/Absence

Lors de l'analyse d'une matrice unique correspondant à la moyenne des valeurs des 25 stations durant les quatre campagnes entre l'hiver et l'été pendant deux années, se distingue deux assemblages en Présence/Absence pour une similarité de 60 (Figure A) :

- Les sédiments grossiers, correspondant aux graviers ensablés et sables graveleux, caractérisant l'assemblage des stations B1i, B2i, B3i, B4i, B5i, B6i, B7i, B8i, B11i, B12i, B13i, B16i, B17i, B18i, B19i, B1e, B2e et B2e. Au niveau de cet assemblage, aucun sous-assemblage ne se distingue, ainsi, les graviers ensablés et les sables graveleux correspondent à un même ensemble biocénotique et donc une même communauté.
- Les sables moyens : les stations caractérisant cet assemblage sont les stations B10i, B14i, B15i, B20i, B4e et B5e. Au niveau de cet assemblage, aucun sous-assemblage ne se distingue et correspond aussi à une communauté benthique distincte de celle des sédiments grossiers.

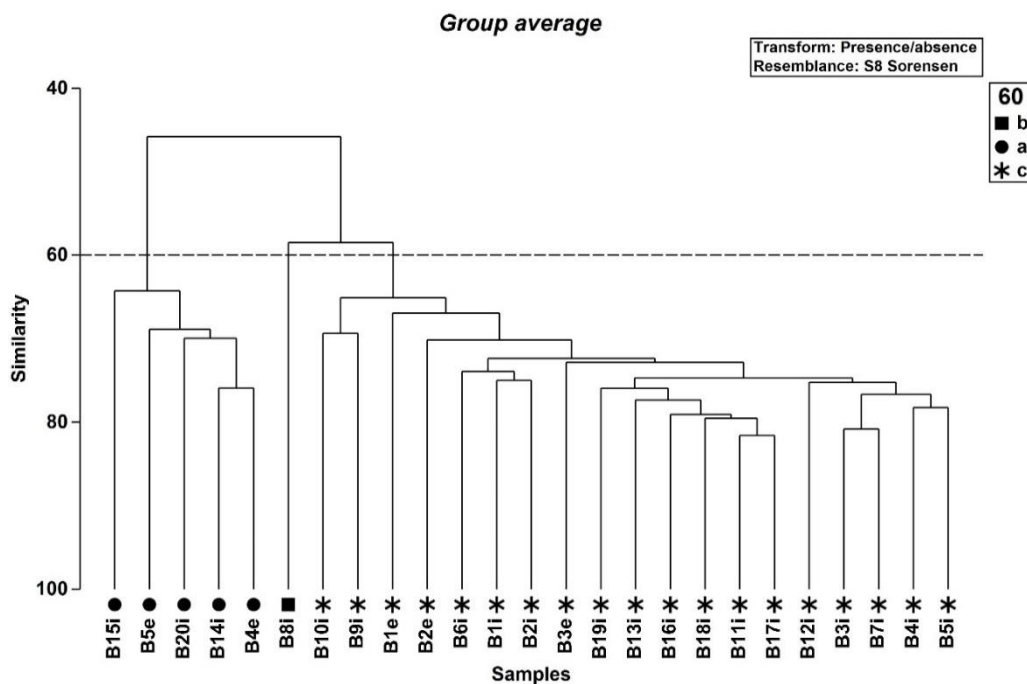


Figure A: Dendrogramme obtenu à partir de la matrice Présence/Absence de la matrice unique selon la ressemblance de Sørensen.

- Transformation racine carrée (Square root) Biomasse

Lors de l'analyse de la matrice unique des biomasses de l'ensemble des quatre campagnes, pour une similarité de 45, deux assemblages correspondant aux deux grands ensembles de la zone d'étude sont observés comme pour les abondances (Figure B).

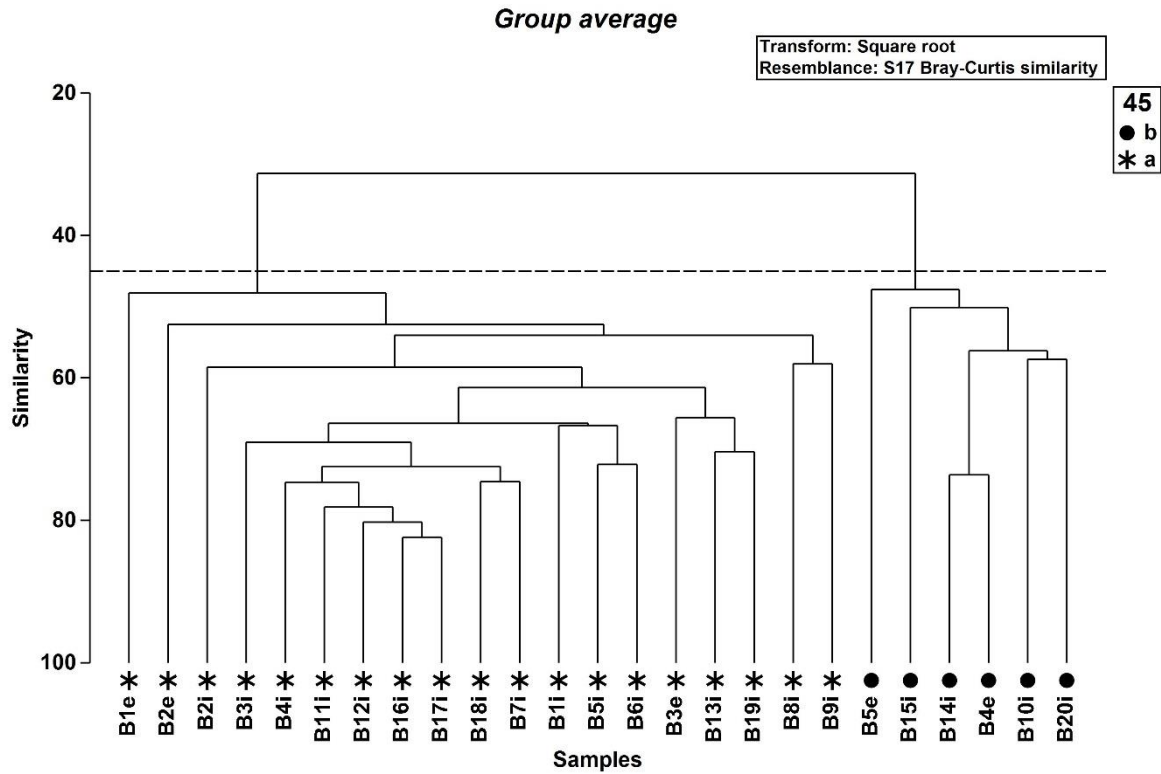


Figure B: Dendrogramme obtenu à partir de la matrice de biomasse en transformation Square root de la matrice unique selon la similarité de Bray-Curtis.

Annexe 3 : Constance, fidélité et IndVal

Les deux assemblages (Figure 78, 79) issus de l'analyse de la matrice unique peuvent être caractérisés par les espèces qui y sont à la fois constantes ou du moins communes et électives ou du moins préférantes.

L'assemblage des sédiments grossiers est caractérisé par 108 espèces constantes/communes et électives/préférantes, dont 41 ont un indice IndVal > 70 % (Tableau A).

Tableau A. Espèces caractéristiques des sédiments grossiers pour un seuil de l'indice IndVal de 70 %.

Sédiments grossiers	Constance	Fidélité	IndVal
<i>Malmgrenia ljunghmani</i>	Constante	Elective	100
<i>Syllis armillaris</i>	Constante	Elective	100
<i>Trypanosyllis coeliaca</i>	Constante	Elective	100
<i>Spirobranchus triqueter</i>	Constante	Préférante	99,9
<i>Syllis garciai</i>	Constante	Préférante	99,9
<i>Megamphopus cornutus</i>	Constante	Préférante	99,6
<i>Malmgrenia lunulata</i>	Constante	Préférante	99,6
<i>Websterinereis glauca</i>	Constante	Préférante	99,5
<i>Syllis variegata</i>	Constante	Préférante	98,5
<i>Eteone longa</i>	Constante	Préférante	98,4
<i>Arcopagia crassa</i>	Constante	Elective	94,7
<i>Scalibregma celticum</i>	Constante	Elective	94,7
<i>Syllis parapari</i>	Constante	Elective	94,7
<i>Polititapes rhomboides</i>	Constante	Préférante	94,3
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	Constante	Préférante	93,9
<i>Lepidochitona cinerea</i>	Constante	Préférante	92,9
<i>Liocarcinus marmoreus</i>	Constante	Préférante	92,6
<i>Psammechinus miliaris</i>	Constante	Préférante	92,2
<i>Processa nouveli nouveli</i>	Constante	Préférante	90,9
<i>Crepidula fornicata</i>	Constante	Préférante	89,8
<i>Ebalia tuberosa</i>	Constante	Préférante	89,5
<i>Leptochiton cancellatus</i>	Constante	Elective	89,5
<i>Odontosyllis fulgurans</i>	Constante	Elective	89,5
<i>Syllis mauretanic</i>	Constante	Préférante	88,4
<i>Pterocirrus macroceros</i>	Constante	Préférante	84,7
<i>Animoceradocus semiserratus</i>	Constante	Elective	84,2
<i>Erichthonius punctatus</i>	Constante	Elective	84,2
<i>Janira maculosa</i>	Constante	Elective	84,2
<i>Ophiothrix fragilis</i>	Constante	Elective	84,2
<i>Othomaera othonis</i>	Constante	Elective	84,2
Platyhelminthes	Constante	Elective	84,2

<i>Prosphaerosyllis laubieri</i>	Constante	Elective	84,2
<i>Stenosemus albus</i>	Constante	Elective	84,2
<i>Acrocnida brachiata</i>	Constante	Elective	78,9
<i>Gari tellinella</i>	Constante	Elective	78,9
<i>Sphaerodorum gracilis</i>	Constante	Préférante	74,9
<i>Eurysyllis tuberculata</i>	Constante	Elective	73,7
<i>Palposyllis prosostoma</i>	Constante	Elective	73,7
<i>Mysta picta</i>	Constante	Préférante	73,2
<i>Stenothoe marina</i>	Constante	Préférante	71,4
<i>Diplocirrus glaucus</i>	Constante	Préférante	70,3

L'assemblage des sables est caractérisé par 20 espèces constantes/communes et électives/préférantes, dont 11 ont un indice IndVal > 70 % (Tableau B).

Tableau B. Espèces caractéristiques des sables pour un seuil de l'indice IndVal de 70 %.

Sables moyens	Constance	Fidélité	IndVal
<i>Bathyporeia tenuipes</i>	Constante	Elective	99,6
<i>Nephtys cirrosa</i>	Constante	Préférante	99,5
<i>Spiophanes bombyx</i>	Constante	Elective	98,6
<i>Megaluropus agilis</i>	Constante	Préférante	96,9
<i>Mediomastus fragilis</i>	Constante	Préférante	95,3
<i>Ophelia celtica</i>	Constante	Préférante	91,9
<i>Tritia reticulata</i>	Constante	Préférante	90,4
<i>Spisula solida</i>	Constante	Préférante	85,5
<i>Ophiura ophiura</i>	Constante	Préférante	84,6
<i>Spisula elliptica</i>	Constante	Préférante	78,0
<i>Owenia fusiformis</i>	Constante	Préférante	74,9

Annexe 4 : Analyse multivarié des campagnes C1, C2, C3 et C4

L'ensemble des données du benthos dénombrable acquises durant les quatre campagnes est utilisé afin de distinguer les différents assemblages en prenant en compte les aspects saisonniers (été/hiver), temporels (deux années) et sédimentaires (associé à la station).

- Transformation en Présence/Absence

Lors des comparaisons entre les quatre campagnes, pour une similarité de 35, deux assemblages sont distingués sur les 100 situations (Figure A) :

- Assemblage a : les stations B1i, B2i, B3i, B4i, B5i, B6i, B7i, B8i, B10i, B11i, B12i, B13i, B16i, B17i, B18i, B19i, B1e, B2e et B2e pour l'ensemble des quatre campagnes (C1, C2, C3 et C4) et la station B10i pour les campagnes C2 (hiver) et C3 (été). L'ensemble de ces stations (mis à part la station B10i) correspond à une localisation au niveau des graviers ensablés et des sables graveleux. Au niveau, de cet assemblage, s'observe l'aspect saisonnier avec les stations des campagnes C1 et C3 regroupées ensemble puis un autre regroupement des stations C4 (hiver) et un troisième regroupement des stations C2 (hiver). Pour l'hiver l'aspect temporel est encore plus marqué par la séparation en deux-ensembles des campagnes C2 et C4 par rapport aux sous-ensembles des stations estivales.
- Assemblage b : les stations B14i, B15i, B20i, B4e, B5e pour l'ensemble des quatre campagnes (C1, C2, C3 et C4) et la station B10i de la campagne C1 (été) et C4 (hiver). L'ensemble de ces stations correspond à une localisation au niveau des sables moyens. Au niveau de cet assemblage, s'observe deux sous-assemblages correspondant aux stations d'été (C1 et C3) et aux stations d'hiver (C2 et C4) montrant l'importance de l'effet saisonnier. Or, au niveau de chacun de ces deux sous-assemblages, les campagnes sont séparées entre elles, montrant l'effet temporel (année) durant la saison hivernale et estivale.

Entre ces deux assemblages, la station B10i figure dans l'assemblage a pour les campagnes C2 et C3 et dans l'assemblage b pour les campagnes C1 et C4. C'est une station intermédiaire entre les deux grands assemblages du point de vue de la diversité taxonomique.

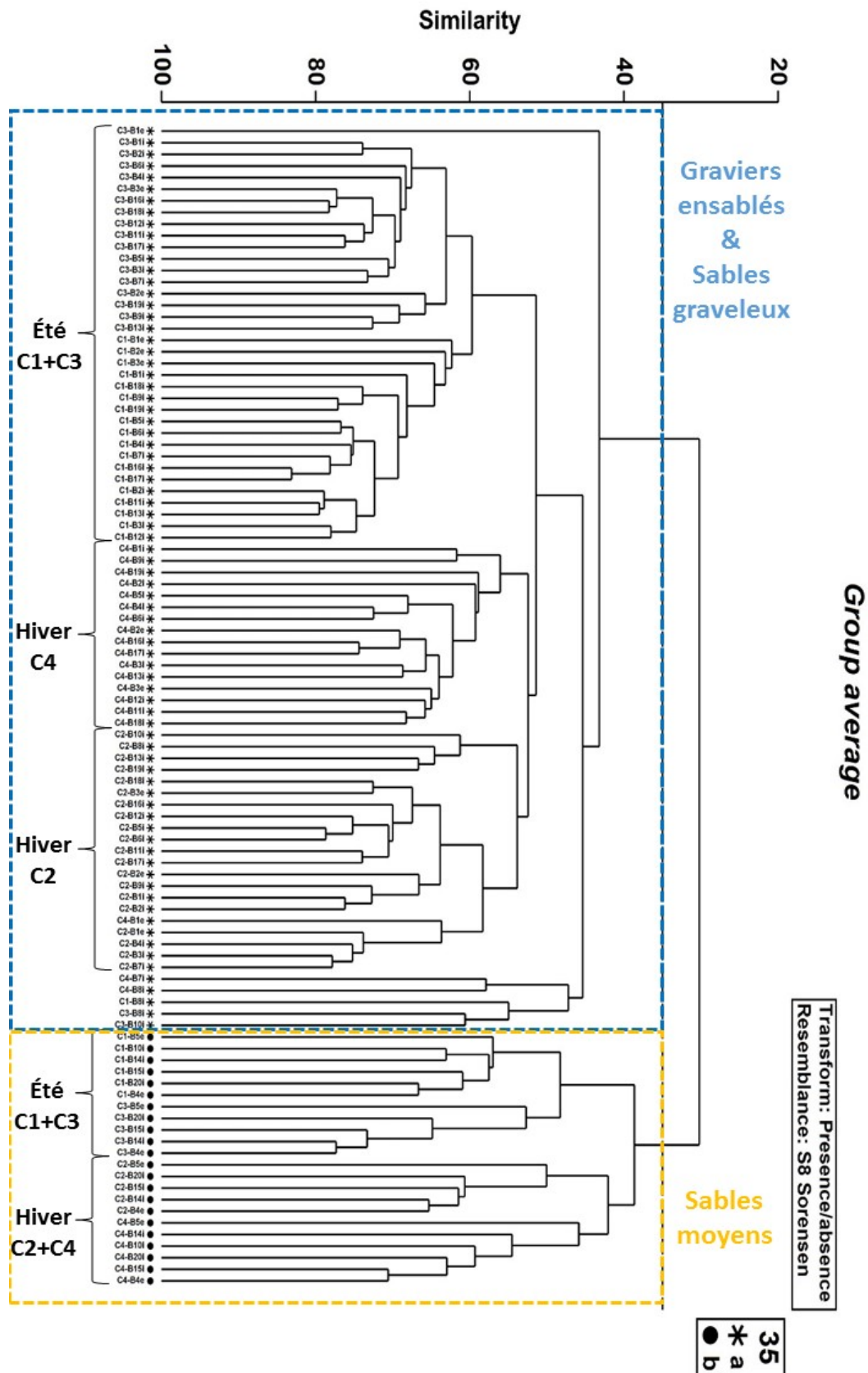


Figure A: Dendrogramme obtenu à partir de la matrice présence/absence des campagnes C1, C2, C3 et C4 selon la ressemblance de Sørensen.

- Transformation $\text{Log}_{10}(\text{abondance} + 1)$

Lors des comparaisons entre les quatre campagnes, pour une similarité de 30, les deux mêmes assemblages en transformation $\text{Log}_{10}(\text{abondance} + 1)$ sont retrouvés comme pour l'analyse en Présence/Absence sur les 100 situations (Figure B):

- Assemblages a : les stations B1i, B2i, B3i, B4i, B5i, B6i, B7i, B8i, B11i, B12i, B13i, B16i, B17i, B18i, B19i, B1e, B2e et B2e de l'ensemble des quatre campagnes (C1, C2, C3, C4). Ces stations correspondent aux graviers ensablés et aux sables graveleux. Au niveau de cet assemblage, quatre sous-assemblages sont observables, un correspondant à un mélange de stations hivernales (C2 et C4), un à l'ensemble des stations estivales (C1 et C3), un autre aux stations hiver C2 et le dernier aux stations hiver C4.
- Assemblages b : les stations B10i, B14i, B15i, B20i, B4e et B5e de l'ensemble des quatre campagnes (C1, C2, C3, C4). Ces stations correspondent aux sables moyens. Au niveau de cet assemblage, deux sous-assemblages sont observables selon un aspect saisonnier, un correspondant aux stations estivales (C1 et C3) et l'autre aux stations hivernales (C2 et C4). Ces deux sous-assemblages sont eux-mêmes constituées de deux groupes de stations correspondant à chaque campagne, mettant ainsi en évidence une variation annuelle.

Le premier facteur pour les assemblages benthiques des abondances est donc le type sédimentaire. En fait, un assemblage (a) d'espèces correspond à un assemblage des sédiments grossiers représenté ici par les graviers ensablés et les sables graveleux, puis un second assemblage (b) correspondant aux sables moyens.

Le second facteur contrôlant les assemblages benthiques est la saison avec l'été et l'hiver.

Le troisième facteur est la variation pluri-annuelle entre les saisons, notamment plus marqué pour l'hiver.

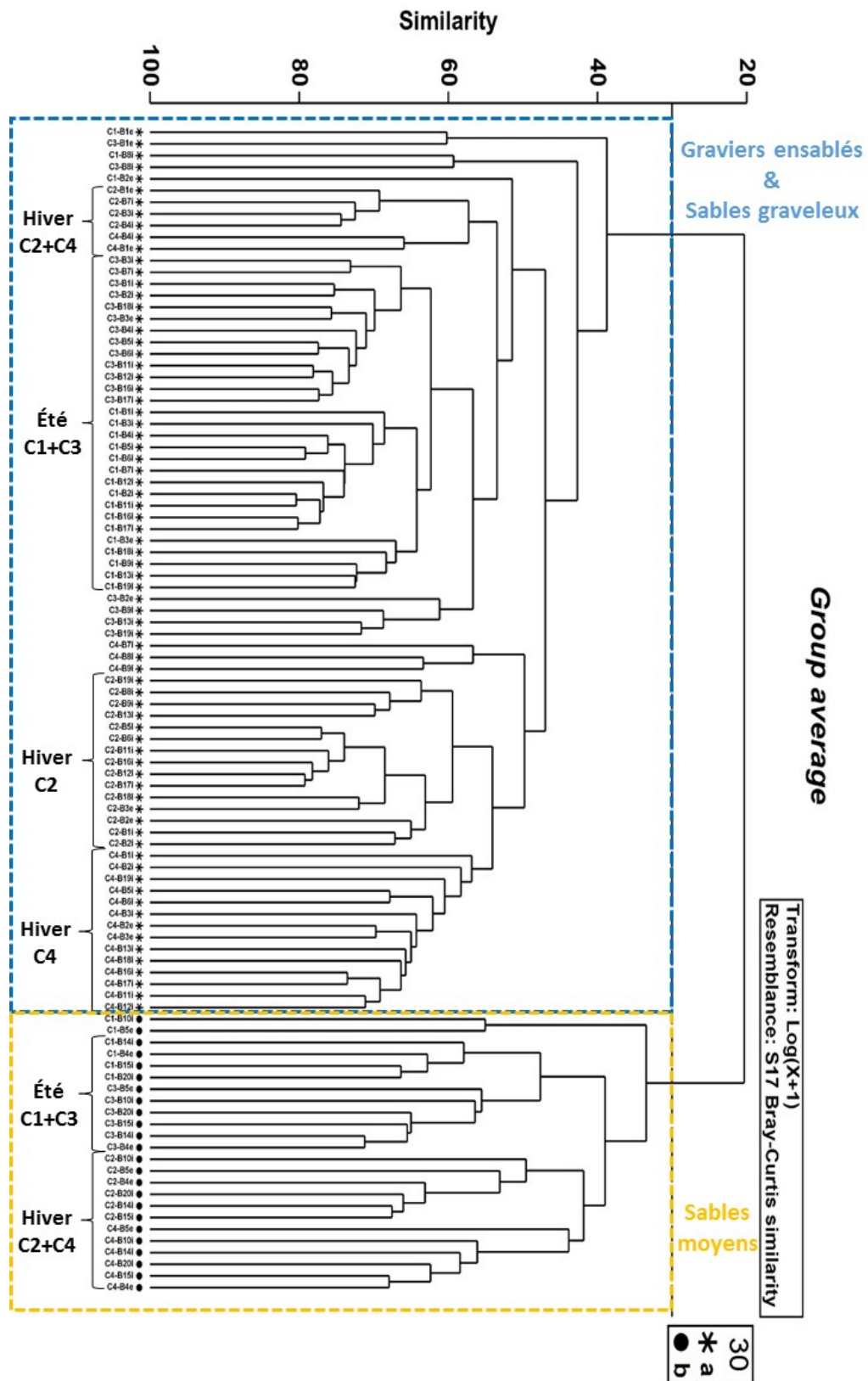


Figure B : Dendrogramme obtenu à partir de la matrice d'abondance en transformation $\text{Log}_{10}(x+1)$ des campagnes C1, C2, C3 et C4 selon la similarité de Bray-Curtis.

L'assemblage a est dominée par les annélides *Polygordius lacteus*, *Glycera lapidum*, *Aonides paucibranchiata*, *Notomastus latericeus*, *Spirobranchus triqueter*, *Syllis garciai*, l'ophiure *Amphipholis squamata* et le bivalve *Glycymeris glycymeris* (Tableau A).

L'assemblage b est dominé par la polychète *Nephtys cirrosa*, le mollusque bivalve *Moerella pygmaea*, le mollusque gastéropode *Tritia reticulata*, le mysidacé *Gastrosaccus spinifer* et les némerthes (Tableau A).

Tableau A. Ordre décroissant (du haut vers le bas) des 14 espèces contribuant le plus à la similarité totale pour les deux assemblages des campagnes C1 à C4 par l'analyse SIMPER sur les abondances. (Cc : Contributions cumulées)

Assemblage a (sédiments grossiers)		Assemblage b (sables moyens)	
Espèces	Cc (%)	Espèces	Cc (%)
<i>Polygordius lacteus</i>	5,6	<i>Nephtys cirrosa</i>	20,9
<i>Glycera lapidum</i>	11,1	<i>Moerella pygmaea</i>	36,0
<i>Amphipholis squamata</i>	16,1	Nemertea	40,3
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	20,1	<i>Nassarius reticulatus</i>	44,2
<i>Aonides paucibranchiata</i>	23,9	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	47,9
<i>Notomastus latericeus</i>	27,4	<i>Glycera lapidum</i>	51,6
<i>Spirobranchus triqueter</i>	30,8	<i>Megaluropus agilis</i>	55,2
<i>Syllis garciai</i>	34,1	<i>Amphipholis squamata</i>	58,4
<i>Glycymeris glycymeris</i>	37,3	<i>Atylus vedlomensis</i>	61,1
<i>Phascolion strombus</i>	40,6	<i>Ophiura albida</i>	63,8
<i>Syllis variegata</i>	43,6	<i>Antalis vulgaris</i>	65,8
<i>Trypanosyllis (Trypanosyllis) coeliaca</i>	46,3	<i>Eurydice pulchra</i>	67,8
<i>Eteone longa</i>	48,8	<i>Glycymeris glycymeris</i>	69,7
<i>Atylus vedlomensis</i>	51,0	<i>Aonides paucibranchiata</i>	71,2

- Transformation racine carrée (Square root) Biomasse

Avec les biomasses sont également mis en évidence les deux assemblages précédents correspondant aux sédiments grossiers et aux sables (Figure C). Mais un troisième assemblage se distingue ici, caractérisé par la station B1e durant les campagnes C3 et C4 (Figure C).

L'assemblage des sables moyens au niveau des biomasses est principalement constitué par *Nephtys cirrosa*, *Tritia reticulata*, *Spisula solida*, *Asbjornsenia pygmaea* et *Glycymeris glycymeris* (Tableau B). Pour l'assemblage des sédiments grossiers, les espèces le constituant sont *Glycymeris glycymeris*, *Polititapes rhomboides*, *Branchiostoma lanceolatum*, *Polygordius lacteus* et *Phascolion strombus* (Tableau B). Pour l'assemblage correspond à la station B1e, les biomasses sont dominées par *Crepidula fornicata*, *Liocarcinus depurator*, *Psammechinus miliaris*, *Asterias rubens* et *Phascolion strombus* (Tableau B).

Tableau B. : Ordre décroissant (du haut vers le bas) des cinq espèces contribuant le plus à la similarité totale pour les différents assemblages des campagnes C1 à C4 par l'analyse SIMPER sur les biomasses (Cc : Contributions cumulées)

Assemblage a (sables moyens)		Assemblage b (station B1e)		Assemblage c (sédiments grossiers)	
Espèces	Cc(%)	Espèces	Cc (%)	Espèces	Cc (%)
<i>Nephtys cirrosa</i>	19,1	<i>Crepidula fornicata</i>	14,1	<i>Glycymeris glycymeris</i>	32,2
<i>Tritia reticulata</i>	36,0	<i>Liocarcinus depurator</i>	26,5	<i>Polititapes rhomboides</i>	52,4
<i>Spisula solida</i>	43,9	<i>Psammechinus miliaris</i>	37,4	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	60,5
<i>Asbjornsenia pygmaea</i>	51,3	<i>Asterias rubens</i>	46,1	<i>Polygordius lacteus</i>	64,5
<i>Glycymeris glycymeris</i>	57,2	<i>Phascolion strombus</i>	51,5	<i>Phascolion strombus</i>	67,8

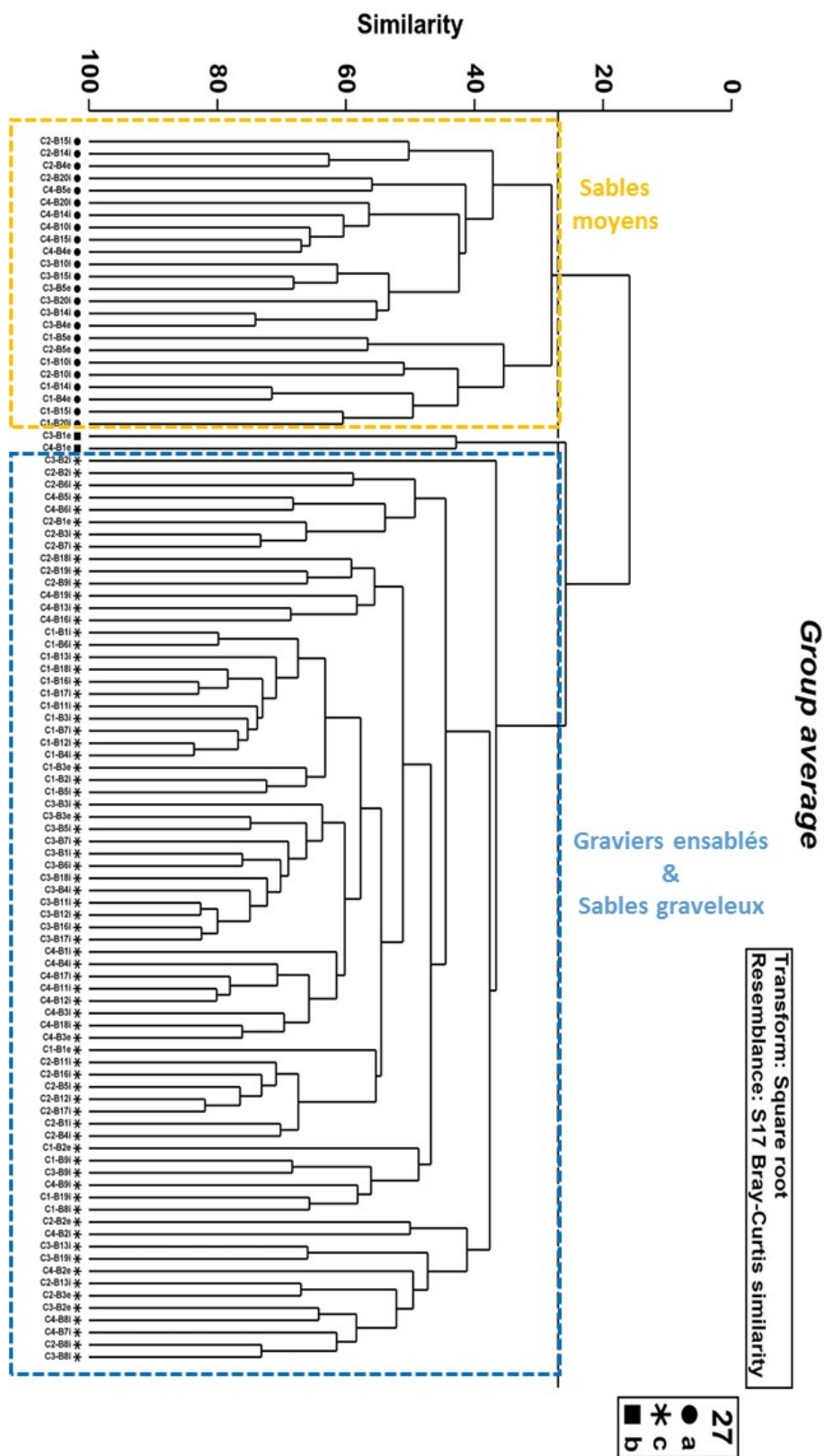
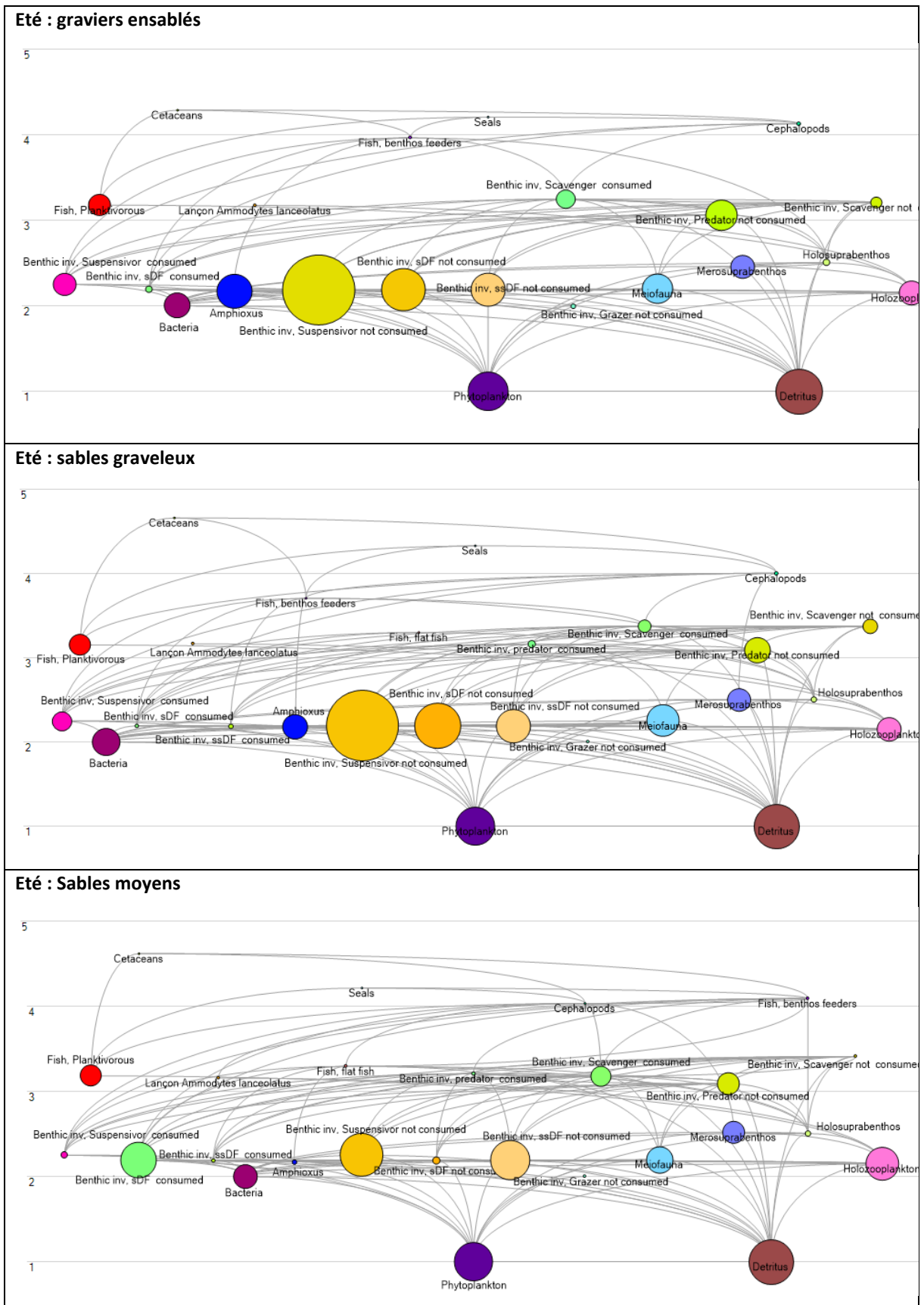
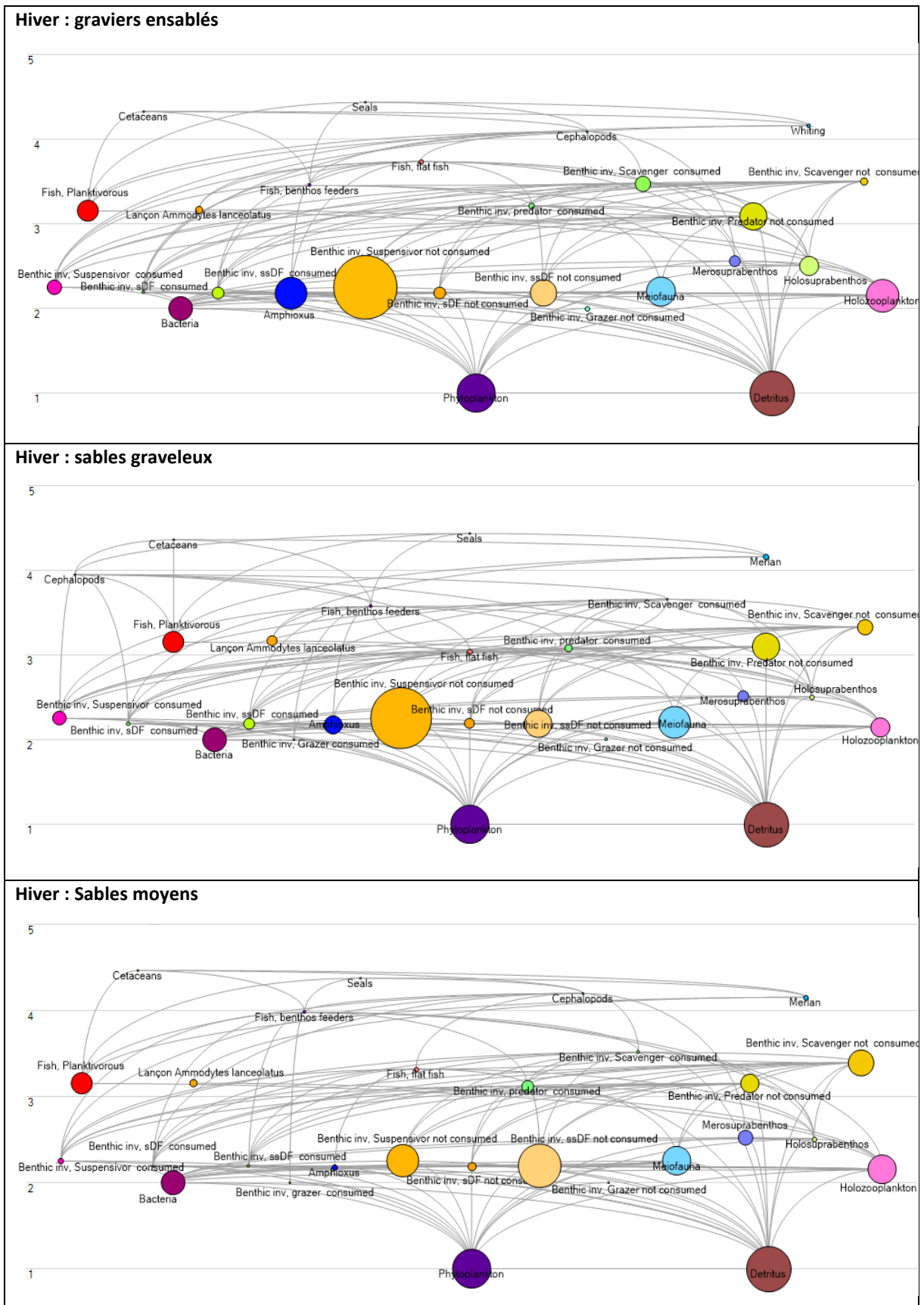


Figure C: Dendrogramme obtenu à partir de la matrice de biomasse en transformation Square root des campagnes C1, C2, C3 et C4 selon la similarité de Bray-Curtis.

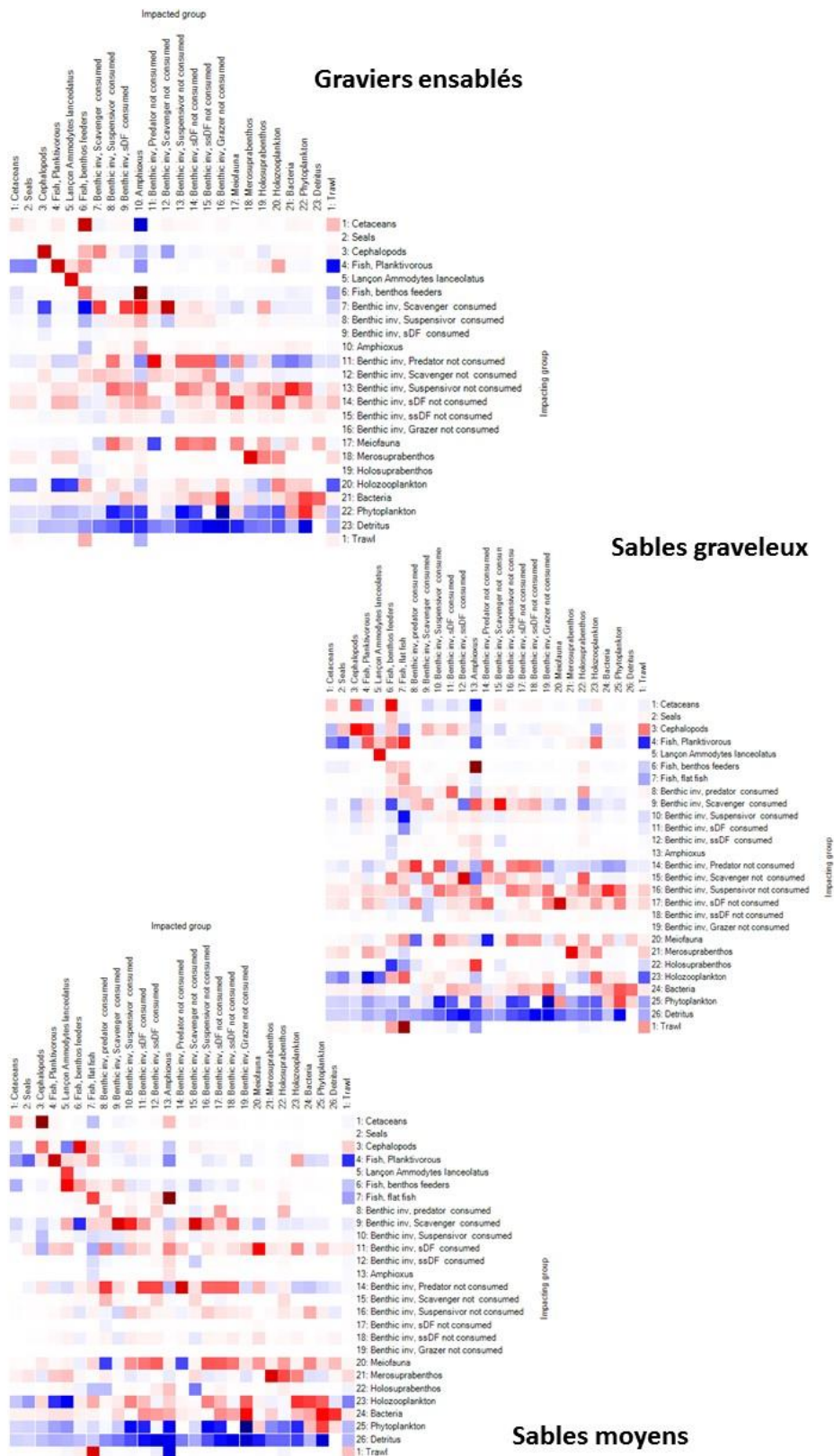
Annexe 5. Flux et biomasses des modèles Ecopath des graviers ensablés, sables graveleux et sables moyens en situation estivale.



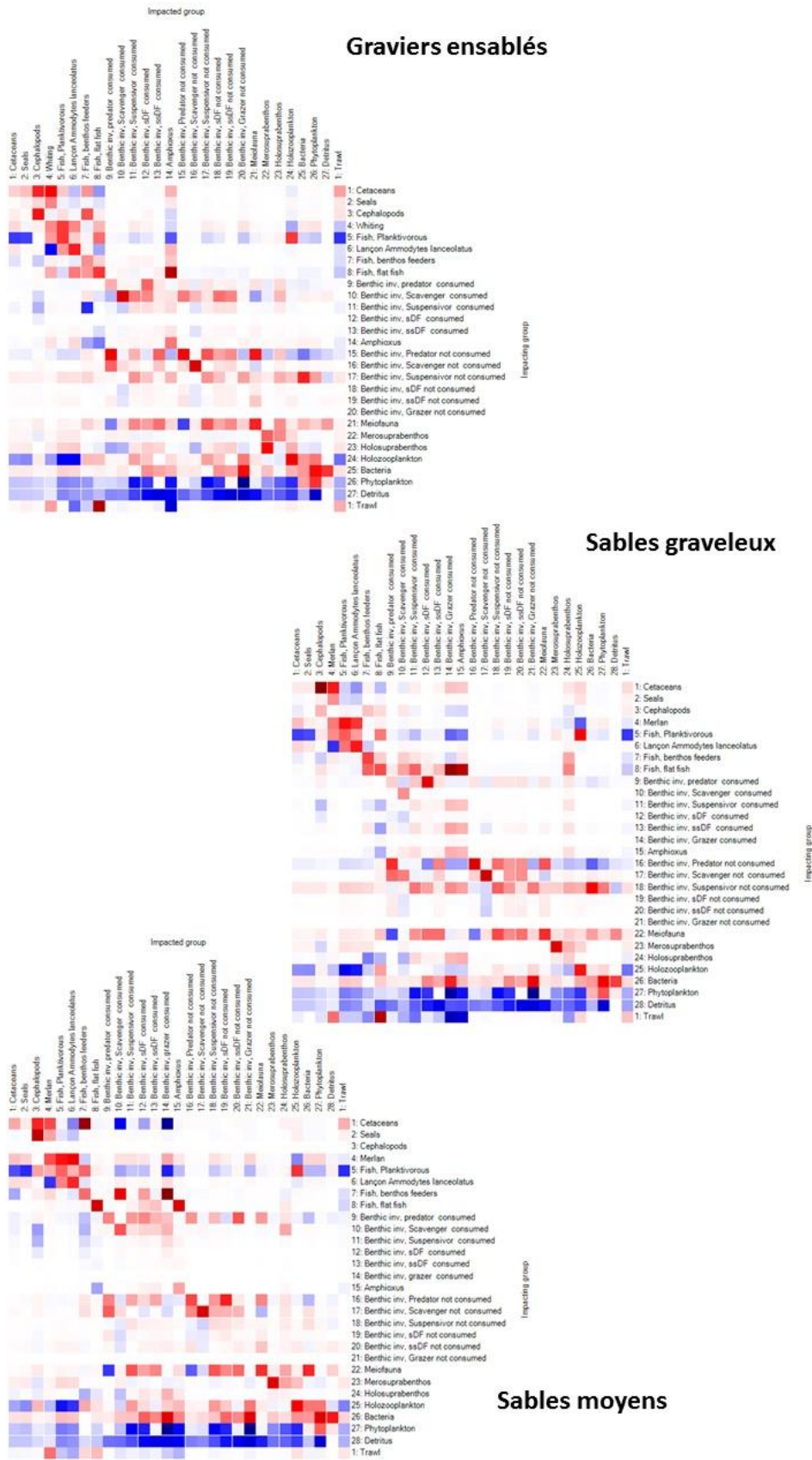
Annexe 6. Flux et biomasses des modèles Ecopath des graviers ensablés, sables graveleux et sables moyens en situation hivernale.



Annexe 7. MTI des trois types sédimentaires durant l'été



Annexe 8. MTI des trois types sédimentaires durant l'hiver



Annexe 9 : Valeurs des P/B utilisés pour la réalisation des modèles hiver et été sur les trois types sédimentaires du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport.

Groupe		P/B						
		Hiver			Eté			
		sG	gS	S	sG	gS	S	
Cétacés		0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	
Phoques		0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	
Céphalopodes		3,50	3,50	3,50	3,50	3,50	3,50	
Poisson	<i>Merlangius merlangius</i>	1,07	1,07	1,07	-	-	-	
	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	
	Poissons ronds démersaux	0,77	0,51	0,44	0,86	0,53	0,68	
	Poissons plats démersaux	0,71	0,88	0,84	-	1,33	1,17	
	Planctonivore	0,93	0,93	0,93	0,93	0,93	0,93	
Benthos	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>		1,09	1,09	1,09	1,09	1,09	1,09
	Prédateurs	C.	2,77	1,35	2,12	-	1,21	1,43
		N.C.	0,71	0,78	1,24	1,60	1,21	1,54
	Nécrophages	C.	1,11	1,10	1,57	1,10	1,06	0,56
		N.C.	1,52	0,43	0,42	1,53	0,68	1,18
	Suspensivores	C.	2,29	0,29	1,59	2,26	0,84	2,54
		N.C.	0,49	0,72	0,77	0,50	0,59	0,83
	Dépositivores sélectifs	C.	2,52	1,70	2,65	1,97	2,49	3,80
		N.C.	2,77	3,82	3,82	3,28	3,82	2,34
	Dépositivores non sélectifs	C.	1,26	1,60	1,70	-	2,06	2,54
		N.C.	1,22	0,50	0,30	1,02	0,36	0,30
	Brouteurs	C.	-	1,44	1,60	-	-	-
		N.C.	1,97	0,95	1,20	1,83	2,67	1,16
	Méiofaune		15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00
	Holosuprabenthos		2,81	2,92	3,10	2,84	2,59	2,65
Plancton	Merosuprabenthos		5,60	5,60	5,60	5,60	5,60	5,60
	Holozooplancton		10,25	10,25	10,25	10,25	10,25	10,25
	Phytoplancton		76,65	76,65	76,65	76,65	76,65	76,65
Bactérie		72,80	72,80	72,80	72,80	72,80	72,80	
Détritit		-	-	-	-	-	-	

Annexe 10 : Valeurs des Q/B utilisés pour la réalisation des modèles hiver et été sur les trois types sédimentaires du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport.

Groupe		Q/B						
		Hiver			Eté			
		sG	gS	S	sG	gS	S	
Cétacés		16,89	16,89	16,89	16,89	16,89	16,89	
Phoques		15,75	15,75	15,75	15,75	15,75	15,75	
Céphalopodes		15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	
Poisson	<i>Merlangius merlangius</i>	4,07	4,07	4,07	-	-	-	
	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	8,63	8,63	8,63	8,63	8,63	8,63	
	Poissons ronds démersaux	2,98	4,72	4,35	4,65	4,17	3,37	
	Poissons plats démersaux	3,86	3,75	3,77	-	4,22	3,70	
	Planctonivore	6,08	6,08	6,08	6,08	6,08	6,08	
Benthos	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>		5,45	5,46	5,46	5,45	5,46	5,46
	Prédateur	C.	13,86	6,74	10,58	-	6,03	7,16
		N.C.	3,55	3,90	6,20	8,01	6,06	7,68
	Nécrophages	C.	5,55	5,50	7,85	5,52	5,29	2,80
		N.C.	7,60	2,15	2,12	7,65	3,42	5,90
	Suspensivore	C.	11,43	1,45	7,95	11,31	4,21	12,70
		N.C.	2,46	3,60	3,85	2,51	2,96	4,15
	Dépositives sélectifs	C.	12,60	8,48	13,25	9,87	12,44	19,00
		N.C.	13,85	19,10	19,10	16,40	19,10	11,70
	Dépositives non sélectifs	C.	6,30	7,98	8,49	-	10,32	12,70
		N.C.	6,10	2,50	1,52	5,10	1,78	1,52
	Brouteur	C.	-	7,22	8,00	-	-	-
		N.C.	9,85	4,74	6,00	9,17	13,35	5,80
	Méiofaune		42,90	42,90	42,90	42,90	42,90	42,90
	Holosuprabenthos		14,05	14,60	15,50	14,20	12,97	13,25
Plancton	Merosuprabenthos		28,00	28,00	25,00	28,00	28,00	28,00
	Holozooplancton		50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00
	Phytoplancton		-	-	-	-	-	-
Bactérie		145,6	145,6	145,6	145,6	145,6	145,6	
Détritit		-	-	-	-	-	-	

Annexe 11 : Présence/absence des espèces de l'épifaune sessile non dénombrable pour les prélèvements à la benne Van Veen et au chalut à perche sur les graviers ensablés, les sables graveleux et les sables moyens en été et hiver.

		Graviers ensablés				Sables graveleux				Sables moyens			
		Été		Hiver		Été		Hiver		Été		Hiver	
		B	C	B	C	B	C	B	C	B	C	B	C
<i>Abietinaria abietina</i>	Cnidaria		+	+	+		+		+		+		+
<i>Aetea</i> sp	Bryozoa	+	+	+									
<i>Alcyonium digitatum</i>	Cnidaria	+	+	+	+		+		+		+		+
<i>Amathia lendigera</i>	Bryozoa				+								
<i>Asciella aspersa</i>	Chordata	+		+			+						
<i>Ascidia mentula</i>	Chordata		+								+		
<i>Asciella aspersa</i>	Chordata		+										
<i>Balanus crenatus</i>	Arthropoda	+	+	+			+		+		+		
<i>Bougainvillia muscus</i>	Cnidaria	+											
<i>Bugulina flabellata</i>	Bryozoa	+		+		+							
<i>Bugulina flabellata</i>	Bryozoa	+	+										
<i>Callopora lineata</i>	Bryozoa	+		+	+		+						
<i>Circeis spirillum</i>	Annelida		+		+		+		+		+		+
<i>Clytia hemisphaerica</i>	Cnidaria		+				+				+		
<i>Campanularia hincksii</i>	Cnidaria	+				+							
<i>Chorizopora brongniartii</i>	Bryozoa	+		+									
<i>Clytia hemisphaerica</i>	Cnidaria	+		+				+					
<i>Dendrodoa grossularia</i>	Chordata		+	+							+		
<i>Diplosolen obelium</i>	Bryozoa	+	+	+	+		+		+		+		
<i>Disporella hispida</i>	Bryozoa	+	+	+			+		+		+		+
<i>Ephesiella abyssorum</i>	Annelida			+									
<i>Electra pilosa</i>	Bryozoa						+						
<i>Escharella variolosa</i>	Bryozoa	+	+	+			+				+		
<i>Fenestrulina malusii</i>	Bryozoa	+											
<i>Grantia compressa</i>	Porifera	+		+		+							
<i>Flustra foliacea</i>	Bryozoa		+		+		+		+		+		+

<i>Hagiosynodos latus</i>	Bryozoa	+	+					
<i>Halecium halecinum</i>	Cnidaria		+	+		+	+	+
<i>Haliclona</i> sp	Porifera	+			+			+
<i>Hippothoa divaricata</i>	Bryozoa	+		+				
<i>Hydrallmania falcata</i>	Cnidaria	+	+	+	+	+	+	+
Hydrozoa	Cnidaria					+		
<i>Kirchenpaueria pinnata</i>	Cnidaria					+		
<i>Leucosolenia</i> sp	Porifera	+		+				
<i>Membranipora membranacea</i>	Bryozoa	+						
<i>Microporella ciliata</i>	Bryozoa	+						
<i>Molgula</i> sp	Chordata	+		+				+
<i>Nemertesia antennina</i>	Cnidaria					+	+	+
<i>Nemertesia ramosa</i>	Cnidaria							+
<i>Obelia dichotoma</i>	Cnidaria			+		+	+	+
<i>Plagioecia patina</i>	Bryozoa	+						+
<i>Plagioecia sarniensis</i>	Bryozoa	+	+	+				
<i>Pododesmus patelliformis</i>	Mollusca	+						
<i>Pododesmus squama</i>	Mollusca			+				
<i>Polymastia penicillus</i>	Porifera			+			+	
<i>Porella concinna</i>	Bryozoa	+	+	+		+	+	+
<i>Puellina venusta</i>	Bryozoa			+				
<i>Pyura tessellata</i>	Chordata	+	+		+		+	+
<i>Raspailia (Raspailia) ramosa</i>	Porifera			+			+	+
<i>Reptadeonella violacea</i>	Bryozoa	+	+	+	+			
<i>Rhynchozoon bispinosum</i>	Bryozoa	+		+	+	+		
<i>Sarcodictyon roseum</i>	Cnidaria	+	+					+
<i>Schizomavella (Schizomavella) auriculata</i>	Bryozoa	+	+					
<i>Schizomavella (Schizomavella) linearis</i>	Bryozoa	+		+		+	+	+
<i>Schizoporella unicornis</i>	Bryozoa	+	+	+	+			
<i>Sertularia</i> sp	Cnidaria	+	+	+	+	+	+	+
<i>Spirorbis</i> sp	Annelida	+	+	+		+	+	+

<i>Styela clava</i>	Chordata		+					
<i>Suberites</i> sp	Porifera	+		+			+	
<i>Sycon ciliatum</i>	Porifera	+	+	+			+	
<i>Tubularia indivisa</i>	Cnidaria	+			+			
<i>Tubulipora liliacea</i>	Bryozoa	+	+	+	+			+
<i>Turbicellepora avicularis</i>	Bryozoa	+	+	+	+	+	+	+
<i>Urticina felina</i>	Cnidaria	+			+		+	+
<i>Verruca stroemia</i>	Arthropoda	+	+	+	+			

Résumé :

Le gouvernement français a fixé pour objectif que 23% de la consommation énergétique proviendrait des énergies renouvelables, y compris les énergies renouvelables marines pour 2020. Six parcs éoliens en mer sont prévus le long des côtes françaises Atlantique-Manche, parmi lesquels le site de Dieppe-Le Tréport dans la partie orientale de la Manche. Afin de mieux connaître la structure et le fonctionnement de cet écosystème avant l'installation du parc éolien, ma thèse est axée sur la construction de modèles de réseau trophique à l'aide du logiciel Ecopath sur ce site d'implantation en comparaison avec des habitats benthiques similaires en Manche. La collecte de nouvelles données sur les compartiments biologiques (zooplancton, suprabenthos, méiofaune, benthos et poissons démersaux) est essentielle. Ainsi, quatre campagnes (étés 2014/2015, hivers 2015/2016) ont permis d'estimer la contribution de chaque groupe zoologique dans deux habitats benthiques principaux : les graviers ensablés/sables graveleux et les sables moyens sur le site (environ 30 km²) correspondant à deux communautés benthiques largement répandues en Manche. La macrofaune a été échantillonnée avec une benne Van Veen, le suprabenthos avec un traîneau Macer-Giroq modifié avec une station dans chaque habitat benthique (échantillonnage jour et nuit) et les poissons avec un chalut à perche. Au total, 1 584 poissons démersaux ont été recueillis et leurs contenus stomacaux ont été examinés. Les résultats montrent que le site se distingue par la forte contribution des bivalves en termes de biomasses et que les crustacés sont des proies préférentielles des poissons. Ce lien est discuté à travers l'analyse du réseau trophique avec un focus sur les espèces consommées et non consommées de communautés benthiques et la notion de cul de sac trophique.

Mots clés : éoliennes en mer, Manche orientale, approche écosystémique, réseau trophique

Abstract :

The French government has set a target of 23% of energetic consumption derived from renewable energy sources including Marine Renewable Energy for 2020. Six offshore wind farms (OWF) are planned along the Atlantic-English Channel French coasts and among them Dieppe-Le Tréport site in the eastern part of the English Channel. In order to gain further knowledge on the ecosystem structure and functioning before the OWF installation, my PhD thesis is focused on the construction of an Ecopath Model on the wind farm site in comparison with similar benthic habitats from the English Channel. The collection of new data on biological compartments (zooplankton, suprabenthos, meiofauna, benthos and demersal fishes) are essential. Four cruises (summers 2014 /2015 and winters 2015 /2016) allowed to estimate the contribution of each zoological group in two main benthic habitats: i.e. sandy gravels and medium clean sands, founded on the site (about 30 km²), corresponding to two macrobenthic communities well represented in the English Channel. Macrofauna was sampled with a Van Veen grab, suprabenthos with a modified Macer-Giroq sledge in one station from each benthic habitat (day and night sampling) and fish with a beam trawl in ten stations. A total of 1,584 demersal fishes has been collected and their stomach contents has been examined. The results show the importance of large bivalves in the benthic biomass whereas the crustaceans are preferential preys of fishes. This link is discussed within the trophic network between consumed and non-consumed species of benthic communities and the concept trophic 'cul de sac'.

Key-words: offshore wind farms, eastern part of the English Channel, ecosystem approach, trophic network