



IFREMER, Océanographie et Dynamique des Ecosystème
Unité littoral
Laboratoire Environnement Ressources Bretagne Nord
Station de Dinard
Centre de Recherche et d'Etudes des Systèmes COTiers (CRESCO)

Ifremer/ODE/LITTORAL/LERBN-15-009

Coordination: Ludovic Goyot (Ifremer), Aurélie Garcia (MNHN), Nicolas Desroy (Ifremer), Patrick Le Mao (Ifremer).

Participants :



Contrôle de surveillance benthique de la
Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) :

Volume I : MACROINVERTEBRES BENTHIQUES, ANNEE 2014



District Seine-Normandie

Décembre 2015

Fiche documentaire

Numéro d'identification du rapport : Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/>		date de publication : Décembre 2015
Validé par : Adresse électronique :		nombre de pages : 41 p. + annexes
		bibliographie : oui illustration(s) : oui langue du rapport : français
Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) : Année 2014 – District Seine-Normandie		
Contrat n° Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>		
Auteur(s) principal(aux) : Ludovic Goyot Aurélie Garcia Desroy Nicolas Le Mao Patrick		Ifremer/ODE/LITTORAL/LERBN-15-009
Cadre de la recherche : Soutien à la Directive Cadre Eau		
Destinataires : Agence de l'eau Seine-Normandie, DREAL Basse et Haute-Normandie, Rebent		
Résumé Ce rapport présente les résultats des opérations menées en 2014 (contrôle de surveillance des invertébrés benthiques) sur l'ensemble des masses d'eau côtières et de transition rattachées au district Seine Normandie.		
Abstract This report presents results of the monitoring actions carried out in 2014 (on benthic invertebrates communities) in the water bodies of the Seine-Normandie water district.		
Mots-clés Directive Cadre Eau, Benthos, Réseau de surveillance, Manche		
Keywords European Water Framework Directive, Benthos, Monitoring Network, English Channel		

Ont contribué aux prélèvements et à l'analyse des données : Céline CHAIGNON, Andrea DE CASTRO PANIZZA, Séverine DUBUT, Jérôme FOURNIER, Aurélie GARCIA, Julien GUILLAUDEAU, Pascal HACQUEBART, Yann JONCOURT, Lise LATRY, Delphie LE THOER, Adama MANGANE, Emeline POISSON.

Table des matières

I RAPPEL DU CONTEXTE ET DES OBLIGATIONS IMPOSEES PAR LA DIRECTIVE EUROPEENNE CADRE SUR L'EAU	6
A Rappel des attendus relatifs aux éléments de qualité biologique du benthos marin pour la DCE (Guillaumont et al., 2005)	6
B Rappel des caractéristiques des masses d'eau du district côtier Seine-Normandie	7
C Partenaires de la mise en œuvre de la surveillance du compartiment benthique en Seine-Normandie.	7
II SUIVI STATIONNEL DES MACRO-INVERTEBRES BENTHIQUES.....	9
A Objectifs de l'étude.....	9
B Stratégie générale	9
1 Prélèvements et analyses biologiques.....	10
2 Prélèvements et analyses sédimentaires.....	10
3 Traitement des données	12
C Qualification biologique des masses d'eau côtières.....	14
1 Conditions d'utilisation du M-AMBI	16
2 Traitement de la base de données	16
D Résultats	17
1 Evolution des stations situées en eaux de transition depuis 2007	17
2 Caractéristiques de l'ensemble des stations échantillonnées en 2014.....	20
3 Caractéristiques sédimentaires et influences sur les communautés benthiques	25
4 Calcul de l'indice.....	28
III ETUDE DES SITES D'APPUI DES FACADES ATLANTIQUE ET MANCHE.....	30
A Introduction	30
B Matériel et méthodes	30
1 Sites d'étude	30
2 Echantillonnages de la macrofaune et sédimentaires	31
3 Paramètres environnementaux	32
C Analyse des données.....	32
1 Macrofaune benthique	32
2 Données sédimentaires	33
3 Liens entre les communautés benthiques et les variables environnementales et sédimentaires	33
D Résultats	33
1 Evolution des différents sites.....	33
2 Granulométrie.....	35
3 Macrofaune vs variables environnementales	36
E Discussion	37
IV REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	39
V. OPERATIONS PROGRAMMEES EN 2015 ET 2016	41
VI ANNEXE I : COORDONNEES ET DATES DES PRELEVEMENTS	42

I RAPPEL DU CONTEXTE ET DES OBLIGATIONS IMPOSEES PAR LA DIRECTIVE EUROPEENNE CADRE SUR L'EAU

A RAPPEL DES ATTENDUS RELATIFS AUX ELEMENTS DE QUALITE BIOLOGIQUE DU BENTHOS MARIN POUR LA DCE (GUILLAUMONT ET AL., 2005)

L'application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) nécessite la mise en place de contrôles pour évaluer l'état écologique des Masses d'eau côtières et de transition avec comme objectif l'atteinte du bon état en 2022. L'ensemble des eaux côtières, dont la limite extérieure s'établit à 1 mille de la ligne de base, et des eaux de transition, correspondant aux eaux de surface situées près des embouchures de rivières/fleuves et partiellement salines mais influencées par les eaux douces, a fait l'objet d'un découpage en Masses d'Eau. Ces Masses d'Eau ont été définies en fonction de leurs caractéristiques physiques ainsi que des pressions qui s'y exercent.

Sur ces Masses d'Eau, différents types de contrôle peuvent être exercés :

- le **contrôle de surveillance**, appliqué sur une sélection de Masses d'Eau considérées comme représentatives en se référant à la typologie préétablie. Les objectifs de cette surveillance sont de « (...) *concevoir de manière efficace et valable les futurs programmes de surveillance, évaluer les changements à long terme des conditions naturelles, évaluer les changements à long terme résultant d'une importante activité anthropique.* » (Annexe V – art. 1.3.1) ;
- le **contrôle opérationnel**, appliqué sur les Masses d'Eau présentant un Risque de Non Atteinte du Bon Etat Ecologique (RNABE) d'ici 2022, afin d'en établir l'état et d'en évaluer les changements dus aux programmes de mesure mis en place ;
- le **contrôle additionnel**, requis pour les zones protégées (notamment les zones de protection d'habitat et/ou d'espèces résultant des directives européennes "Oiseaux" et "Habitats", risquant de ne pas répondre à leurs objectifs environnementaux) ;
- le **contrôle d'enquête**, appliqué aux Masses d'Eau présentant un RNABE pour des raisons inconnues, ainsi qu'aux zones touchées par des pollutions accidentelles, pour lesquelles le benthos est un indicateur privilégié de l'ampleur et de l'incidence des contaminations.

L'article 1.1.4 de l'annexe V de la DCE précise les paramètres biologiques qui participent à l'évaluation de l'état écologique des Masses d'eau côtières. Ces derniers se réfèrent à la composition, l'abondance et la biomasse du phytoplancton, à la composition et l'abondance de la flore aquatique (autre que le phytoplancton) et à la composition et l'abondance de la faune benthique invertébrée.

Dans le cadre du contrôle de surveillance du compartiment benthique, la végétation benthique (macroalgues et angiospermes), ainsi que les macroinvertébrés benthiques, doivent obligatoirement être pris en considération.

Pour les contrôles opérationnels on retiendra les éléments les plus sensibles "(...) afin d'évaluer l'ampleur des pressions auxquelles les masses d'eau de surface sont soumises, les États membres contrôlent les éléments de qualité qui permettent de déterminer les pressions auxquelles la ou les masses sont soumises. Afin d'évaluer l'incidence de ces pressions, les États membres contrôlent (...) les paramètres permettant de déterminer l'élément de qualité biologique ou les éléments qui sont les plus sensibles aux pressions auxquelles les masses d'eau sont soumises (...)".

A partir du texte de la DCE, des travaux de réflexion ont été conduits au niveau européen (travaux du groupe COAST, aboutissant notamment à des recommandations générales consignées dans le rapport *Guidance on monitoring* destiné à guider les stratégies à mettre en œuvre dans chaque pays, travaux des groupes d'intercalibration NEA GIG), chaque pays restant libre de définir la stratégie de surveillance la plus adaptée, avec toutefois un impératif d'intercalibration sur le classement relatif à l'état écologique des Masses d'Eau défini selon cinq niveaux (très bon, bon, moyen, médiocre, mauvais - Art. 1.2. de l'annexe V de la DCE).

B RAPPEL DES CARACTERISTIQUES DES MASSES D'EAU DU DISTRICT COTIER SEINE-NORMANDIE

Le district côtier Seine-Normandie est composé de 19 masses d'eau côtières et de sept masses d'eau de transition [les masses d'eau HC06 et HT01M étant divisées en deux (Figure 1)]. Au total, 15 masses d'eau côtières ont été retenues pour le contrôle de surveillance ainsi que six masses d'eau de transition (*cf.* Guérin *et al.*, 2007 pour la présentation des caractéristiques générales et biologiques des masses d'eau).

C PARTENAIRES DE LA MISE EN ŒUVRE DE LA SURVEILLANCE DU COMPARTIMENT BENTHIQUE EN SEINE-NORMANDIE.

Afin d'assurer la bonne réalisation du contrôle de surveillance en 2014, quatre partenaires ont été sollicités (Tableau 1) pour le suivi de l'élément de qualité « Invertébrés benthiques de substrats meubles ». Les partenaires ayant participé au suivi de l'élément de qualité « Flore autre que phytoplancton » sont présentés dans le volume II de ce rapport.

Tableau 1: Répartition entre partenaires des stations de prélèvements pour le paramètre « Invertébrés benthiques de substrats meubles ».

Partenaires	Stations	
Muséum National d'Histoire Naturelle / Centre National de la Recherche Scientifique Dinard	MI15	SIMF06
	MI19	SSMF01
	PI2	SSMF03
	PI11	SSMF04
	SIMF01	SSMF05
	SIMF01bis	SSMF06
	SIMF03	
Cellule de Suivi du Littoral Normand	BL1	R83
	DCE5	R96
	DCE8	SSMF10
	DCE15	SSMF11
	DCE17	SSMF13
	P3	SSMF14
Groupe d'Etudes des Milieux Estuarien et Littoraux	BO2	BV03
	BO7	BV04
	BO8	SIMF08
	BO17	SIMF09
	BV01	SIMF10
	BV02	

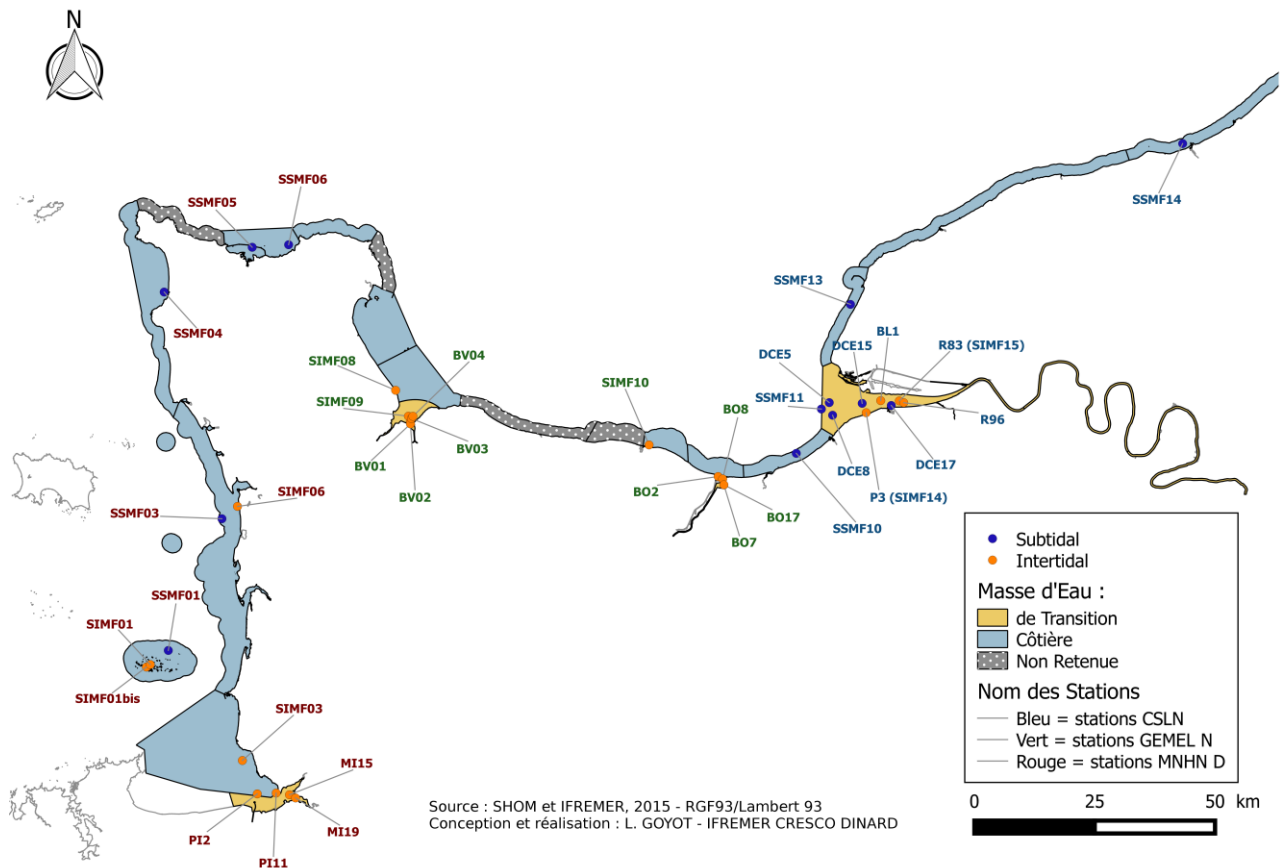


Figure 1 : Localisation des sites d'échantillonnage lors du suivi 2014

II SUIVI STATIONNEL DES MACRO-INVERTEBRES BENTHIQUES.

A OBJECTIFS DE L'ETUDE

L'étude porte sur le suivi des communautés d'invertébrés benthiques des masses d'eau côtières et de transition du district Seine-Normandie et l'évaluation de leur qualité biologique. Les macro-invertébrés benthiques constituent en effet d'excellents intégrateurs et indicateurs de l'état général du milieu et peuvent permettre notamment, grâce à certains organismes sensibles, d'identifier certaines pressions anthropiques s'exerçant sur ces masses d'eau.

L'élément de qualité « invertébrés benthiques » est définie par :

- « le niveau de diversité et d'abondance des taxa (...) » ;
- tous les taxa sensibles aux perturbations (...) »

Dans le cadre du contrôle de surveillance, le suivi est effectué tous les trois ans, sur 22 sites côtiers (12 stations subtidales et 10 stations intertidales) depuis 2007 et 22 sites localisés en eaux de transition (5 stations subtidales et 17 stations intertidales) depuis 2008.

Afin de compléter le contrôle de surveillance des communautés d'invertébrés benthiques ayant lieu une fois tous les trois ans, un réseau de sites appelés "sites d'appui" a été mis en place avec une fréquence annuelle d'échantillonnage. Ces prélèvements intermédiaires réalisés en un nombre limité de stations distribuées le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique ont pour but de fournir une information quant à la variabilité spatio-temporelle des communautés benthiques. Selon l'échelle de la variabilité observée, il sera possible de savoir si un phénomène observé par rapport à un état initial est de causalité naturelle ou non et/ou local ou non. A cette fin, une première étude, présentée dans le Chapitre III de ce rapport, a été conduite dans le but d'identifier d'une part les évolutions des sites d'appui au cours du temps et, d'autre part, les facteurs environnementaux qui influencent ou non ces évolutions.

La façade normande comptait, depuis 2007, quatre sites d'appui situés en domaines intertidal (SIMF01, SIMF09) et subtidal (SSMF06, SSMF11). En 2011, sous l'impulsion de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, ce réseau de stations s'est renforcé par le suivi annuel de dix stations supplémentaires, puis de deux de plus en 2014, distribuées le long du littoral normand.

B STRATEGIE GENERALE

Dans le cadre du contrôle de surveillance conduit en 2014, 22 sites localisés en eaux de transition (dont deux sites d'appui) et 14 sites côtiers, appartenant exclusivement au réseau des sites d'appui, ont été échantillonnés.

Ils ont été pris en charge par différents partenaires en fonction de leur localisation géographique (Figure 1) : la station marine de Dinard (MNHN/CNRS), la Cellule de Suivi du Littoral Normand (CSLN) et le Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux en Normandie (GEMEL N). Les coordonnées des stations sont présentées en Annexe I.

Dans un souci de calibration des méthodes d'acquisition et de qualité de la donnée, chaque partenaire a reçu des protocoles pour l'observation de la macrofaune benthique et l'analyse sédimentaire, en particulier la fiche n°10 des « Recommandations pour un programme de

surveillance adapté aux objectifs de la DCE » (Guillaumont & Gauthier, 2005) ainsi que les circulaires de surveillance (Guérin, 2008) et à la norme ISO/FDIS 16665 : 2005.

1 Prélèvements et analyses biologiques

La macrofaune benthique a été échantillonnée à l'aide de carottiers à main de surfaces unitaires égales à 0,02, 0,029 ou 0,05m² en domaine intertidal (Tableau 2) et à l'aide d'une benne Van Veen ou Smith-McIntyre (0,1m²) en domaine subtidal (Tableau 3). Le nombre de prélèvements varie entre cinq et seize selon la surface unitaire de l'engin d'échantillonnage, l'objectif étant d'atteindre une surface minimale d'échantillonnage de 0,25 m² en domaine intertidal et 0,5 m² en domaine subtidal.

Les prélèvements ont été tamisés sur un tamis de vide de maille ronde ou carrée de 1 mm, puis les refus ont été fixés et conservés dans une solution de formaldéhyde (de 4 à 10%). Les organismes ont ensuite été déterminés jusqu'à l'espèce puis dénombrés au sein de chaque espèce. Certains groupes ont fait exception (Bryozoa, Chaetognatha, Copepoda, Ctenophora, Echiura, Hemichordata, Hydrozoa, Insecta, Nemertea, Nematoda, Oligochaeta, Ostracoda, Phoronida, Platyhelminthes, Pogonophora, Priapulida). Les noms d'espèces déterminées ont été vérifiés à l'aide du référentiel officiel international : Word Register of Marine Species (WoRMS – match taxa du 24/08/2015).

2 Prélèvements et analyses sédimentaires

Un prélèvement supplémentaire de sédiment a été effectué au sein de chaque station afin de déterminer la distribution granulométrique du sédiment. Il a été réalisé par échantillonnage vertical avec un tube de 3 à 5 cm de diamètre sur 5 cm de profondeur en domaine intertidal. En domaine subtidal, le prélèvement a été réalisé par sous-échantillonnage dans une benne additionnelle dédiée aux analyses sédimentaires.

Après désalinisation, le sédiment a été séché dans une étuve à 60°C pendant 48 heures. Pour les échantillons présentant une fraction fine (<63 µm) importante, le sédiment a été rincé sur un tamis AFNOR 63 µm ; la partie fine récupérée a été mise à sécher (60°C pendant 48h) pour obtenir le poids sec. Le refus de sédiment (> 63 µm) a ensuite été tamisé à sec sur une colonne vibrante de 26 tamis de maille décroissante (de 20 à 0,063 mm). Les refus de tamis ont été pesés au centième de gramme près.

Les échantillons des stations prélevées par la CSLN ont été traités par le Laboratoire de Morphologie Continentale et Côtière (M2C), UMR 6143 de l'Université de Caen. Les autres stations ont été prises en charge directement par les organismes qui en avaient la responsabilité.

Un second prélèvement de sédiment a également été réalisé dans chaque station selon le même procédé pour quantifier la teneur totale en matière organique (MO). Il a été conservé à l'abri de la lumière au congélateur -20°C. Après décongélation, la teneur en matière organique des sédiments a été déterminée par la méthode de perte au feu (4 heures à 450°C). La différence de poids, exprimée en pourcentage, indique la teneur en matière organique de l'échantillon.

Tableau 2 : Précisions sur l'échantillonnage en 2014 des sites du domaine intertidal.

Libellé du lieu	Code Masse d'eau	Date de prélèvement	Engin de prélèvement	Nombre prélèvements
BL1	HT03M	24/11/2014	Carottier rond PVC (0,028 m ²)	10
P3		07/10/2014		
R83		09/10/2014		
R96		12/09/2014		
BO17	HT04	06/10/2014	TASM (0,02 m ²)	14
BO2				
BO7				
BO8				
MI15	HT05M	11/09/2014	Carottier carré métallique (0,05m ²)	5
MI19		23/09/2014		
PI11		11/09/2014		
PI2		10/09/2014		
BV01	HT06M	09/10/2014	TASM (0,02m ²)	14
BV02				
BV03				
BV04				
SIMF09		17/04/2014		16
SIMF01	HC01	28/04/2014	Carottier PVC (0,028m ²)	10
SIMF01bis			Carottier carré métallique (0.05m ²)	5
SIMF03	HC02	02/04/2014		
SIMF06	HC03	03/04/2014		
SIMF08	HC10	17/04/2014	TASM (0,02 m ²)	16
SIMF10	HC13			

Tableau 3 : Précisions sur l'échantillonnage 2014 des sites du domaine subtidal

Libellé du lieu	Code Masse d'eau	Date de prélèvement	Engin de prélèvement	Nombre prélèvements
DCE5	HT03M	17/09/2014	Benne Smith-McIntyre (0,1 m ²)	5
DCE8				
DCE15				
DCE17				
SSMF11		15/04/2014		
SSMF01	HC01	29/04/2014		
SSMF03	HC03	30/04/2014		
SSMF04	HC06M	14/04/2014	Benne Van Veen (0,1 m ²)	
SSMF05				
SSMF06		17/04/2014		
SSMF10				
SSMF13	HC16M	16/04/2014		
SSMF14	HC18			

3 Traitement des données

Analyses sédimentaires

Les indices et paramètres granulométriques permettant de caractériser le sédiment ont été calculés grâce au package G2Sd développé par Gallon et Fournier (2012). Ont ainsi été déterminés :

- la texture du sédiment et les histogrammes de distributions des fréquences de classes granulométriques (Tableau 4). Les sédiments fins étant particulièrement visés par ce protocole dans le cadre de la DCE, seules sept classes ont été retenues pour décrire le sédiment : les vases (<63 μ m), les cinq classes de sable telles que définies dans le programme GRADISTAT, et la fraction supérieure à 2mm, appelée plus loin « graviers ».

Tableau 4 : Classification de Blott et Pye (GRADISTAT Program, 2001) comparée à celle utilisée par Udden (1914), Wentworth (1922) et Friedman et Sanders (1978).

Grain size		Descriptive terminology		
phi	mm/ μ m	Udden (1914) and Wentworth (1922)	Friedman and Sanders (1978)	GRADISTAT program
			Very large boulders	
-11	2048 mm		Large boulders	Very large
-10	1024		Medium boulders	Large
-9	512	Cobbles	Small boulders	Medium
-8	256		Large cobbles	Small
-7	128		Small cobbles	Very small
-6	64			
-5	32			Very coarse pebbles
-4	16	Pebbles	Coarse pebbles	Coarse
-3	8		Medium pebbles	Medium
-2	4		Fine pebbles	Fine
-1	2		Granules	Very fine pebbles
0	1	Very coarse sand	Very coarse sand	Very coarse
1	500 μ m	Coarse sand	Coarse sand	Coarse
2		Medium sand	Medium sand	Medium
3		Fine sand	Fine sand	Fine
4		Very fine sand	Very fine sand	Very fine
5	31		Very coarse silt	Very coarse
6	16	Silt	Coarse silt	Coarse
7	8		Medium silt	Medium
8	4		Fine silt	Fine
9	2		Very fine silt	Very fine
		Clay	Clay	Clay

- la médiane ou D_{50} (paramètre de position), qui donne une estimation de la taille moyenne des grains,
- l'indice de Trask ou Sorting-Index S_o , paramètre de dispersion, où Q_{25} et Q_{75} sont les quartiles et défini tel que :

$$S_o(mm) = \sqrt{\frac{Q_{25}(mm)}{Q_{75}(mm)}}$$

Le sédiment est homogène pour un indice de 1. Le Tableau 5 issu de Fournier (2012) récapitule les classements.

Tableau 5: Classement du sédiment en fonction de l'indice de Trask (S_o) (Fournier, 2012).

S_o	Classement
1 à 1,17	Très bien classé
1,17 à 1,20	Bien classé
1,20 à 1,35	Assez bien classé
1,35 à 1,87	Moyennement classé
1,87 à 2,75	Mal classé
> 2,75	Très mal classé

Analyse de la dynamique temporelle des communautés benthiques

De façon générale, les abondances d'espèces suivent une distribution asymétrique. Certaines espèces pouvant atteindre des abondances telles qu'elles écrasent statistiquement la présence d'autres espèces, la matrice des abondances a été transformée par une fonction logarithmique de base 10 [$\log_{10}(x+1)$] pour diminuer l'influence des espèces naturellement très abondantes et donner d'avantage de poids aux espèces plus rares, tout en conservant l'ordre de dominance et les tendances entre les espèces (Clarke & Warwick, 2001).

Afin de visualiser dans un premier temps les similarités des stations en termes de composition de communautés benthiques, une première classification ascendante hiérarchique (CAH) a été réalisée sur l'ensemble des stations prélevées en 2014. Pour ce faire, les abondances totales de chaque espèce ont d'abord été rapportées à $0,1m^2$ puis ont servi à la construction d'une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis entre les stations. Ces stations ont ensuite été comparées deux à deux et regroupées selon leur similarité. Il a ensuite été décidé de traiter séparément les groupes de stations intertidales et subtidales.

Une nouvelle CAH a donc été réalisée sur chaque sous-ensemble (intertidal/subtidal) selon la même procédure décrite précédemment, et a permis de définir des groupes de stations similaires au seuil arbitraire de 15% de similarité. La pertinence de ces groupes a ensuite été attestée par des tests d'analyse de similarité (ANOSIM), permettant de confirmer d'une part la relative cohésion des stations au sein d'un groupe et d'autre part la différence significative des groupes entre eux.

La contribution des espèces à cette similarité intergroupe a été évaluée grâce à un test SIMPER (Clarke, 1993). Ce test permet d'effectuer des comparaisons par paires de groupes

d'échantillons et de déterminer les contributions moyennes de chaque espèce à la dissimilarité totale de Bray-Curtis. Un test Indval (Dufrêne & Legendre, 1997) a permis d'identifier les espèces qui, quant à elles, étaient indicatrices de chaque groupe – et contribuaient donc à leur constitution. Ces espèces sont définies selon deux critères : leur spécificité, c'est-à-dire le nombre de groupes dans lesquels on retrouve l'espèce (elle est maximale et vaut 1 quand elle n'est présente que dans un groupe) et leur fidélité, c'est-à-dire le nombre de stations du groupe dans lesquels l'espèce est présente (elle est maximale et vaut 1 quand elle est présente dans tous les relevés du groupe).

Enfin, les pourcentages explicatifs des caractéristiques sédimentaires sur la composition de la communauté benthique à chaque station, pour l'année 2014, ont été analysés. Pour ce faire, des analyses canoniques de corrélations (CCA) ont été menées entre ces communautés benthiques d'une part, et les sédiments regroupés en sept classes (vases + cinq classes de sable + graviers) et la teneur en matière organique d'autre part.

C QUALIFICATION BIOLOGIQUE DES MASSES D'EAU COTIERES

L'indice idéal, qui résume en une valeur unique représentative d'une somme importante d'informations écologiques sur les communautés benthiques, doit répondre à deux conditions :

- être indépendant des facteurs externes : il doit être indépendant de la surface totale de l'échantillonnage, du type d'habitat, du degré d'identification taxonomique ;

- être capable de refléter les différences entre les communautés qu'il s'agisse de la richesse spécifique, de l'équitabilité de la distribution des espèces ou du caractère sensible ou tolérant des espèces, en relation avec les facteurs de perturbation. C'est ce qui définit son pouvoir discriminant.

De nombreux outils ont été développés afin de répondre aux exigences de la Directive européenne Cadre sur l'Eau pour l'évaluation de la qualité des eaux côtières.

L'indicateur retenu par la France, à l'issue de sa participation à l'exercice européen d'intercalibration au sein du GIG NEA, est le M-AMBI. Cet indice, version améliorée de l'AMBI développé par A. Borja et son équipe (Borja et al., 2004, Muxika et al., 2007), repose:

1. sur la reconnaissance dans la communauté de cinq groupes écologiques de polluo-sensibilités, comme proposé par Hily (1984) (Tableau 6). Cet indice est basé sur la pondération de chaque groupe écologique par une constante qui représente le niveau de perturbation auquel les espèces sont associées, selon la formule :

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

Tableau 6 : Groupes écologiques de polluo-sensibilités différentes (d'après Hily, 1984).

Groupe	Type d'espèces	Caractéristiques	Groupes trophiques
I	sensibles à une hypertrophisation	- largement dominantes en conditions normales - disparaissent les premières lors de l'enrichissement en matière organique du milieu - dernières à se réinstaller	- suspensivores, carnivores sélectifs, quelques déposivores tubicoles de subsurface
II	Indifférentes à une hypertrophisation	- espèces peu influencées par une augmentation de la quantité de MO	- carnivores et nécrophages peu sélectifs
III	Tolérantes à une hypertrophisation	- naturellement présentes dans les vases, mais, leur prolifération étant stimulée par l'enrichissement du milieu, elles sont le signe d'un déséquilibre du système	- déposivores tubicoles de surface profitant du film superficiel chargé en MO
IV	Opportunistes de second ordre	- cycle de vie court (souvent <1 an) proliférant dans les sédiments réduits	- déposivores de subsurface
V	Opportunistes de premier ordre	- prolifèrent dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface	- déposivores

- sur la richesse spécifique (S), ou nombre d'espèces présentant au moins un individu pour la station étudiée ;
- sur l'indice de diversité de Shannon-Weaver (H'),

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

où p_i est la proportion de l'espèce i dans le nombre total d'individus du milieu d'étude - i allant de 1 à S.

Ces paramètres sont calculés pour toutes les stations. Avec le jeu de données résultant, une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) est réalisée, déterminant trois axes perpendiculaires minimisant le critère des moindres carrés. La projection dans ce nouveau repère des deux points de référence correspondant à l'état le plus dégradé et l'état le meilleur, permet de définir un nouvel axe sur lequel est projeté l'ensemble des points des stations (Figure 2). Pour chacun de ces points, la distance qui le sépare du point le plus dégradé est calculée, en considérant que le segment de droite du point le plus dégradé à celui du meilleur état, a une longueur de 1. Cette distance bornée par 0 et 1 est le M-AMBI.

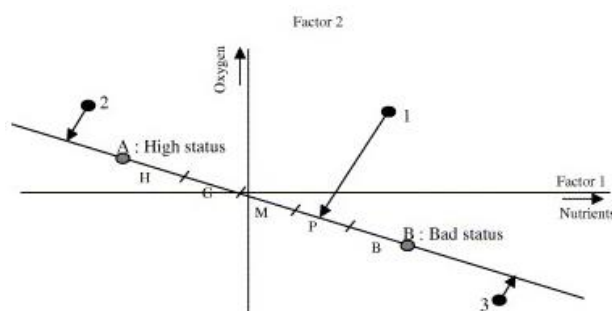


Figure 2 : Définition du statut des stations échantillonnées par projection sur l'axe factoriel défini par les conditions de référence (d'après Bald *et al.*, 2005).

Les stations échantillonnées se réfèrent à deux types d'environnements hydrosédimentaires : i) des sables fins plus ou moins envasés subtidaux, ii) des sables fins plus ou moins envasés intertidaux, auxquelles correspondent deux conditions de référence distinctes (Tableau 7).

Tableau 7 : Conditions de référence retenues pour le calcul de la valeur de M-AMBI dans les eaux côtières.

Environnement hydrosédimentaire	Etat	S	H'	AMBI
Sables fins plus ou moins envasés subtidiaux	Très bon	58	4	1
	Mauvais	1	0	6
Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	Très bon	35	4	1
	Mauvais	1	0	6

La grille de lecture du M-AMBI, telle qu'adoptée par la France au sein du GIG NEA, est la suivante :

Classes	[0 ;0,2]]0,2 ;0,39]]0,39 ;0,53]]0,53 ;0,77]]0,77, ;1]
Etat écologique	Mauvais	Médiocre	Moyen	Bon	Très bon

1 Conditions d'utilisation du M-AMBI

Malgré le fait qu'il soit parlant pour tous, simple d'utilisation (grâce au logiciel AMBI) et déjà testé et validé sur un large spectre de données, le M-AMBI doit être manipulé et interprété avec précautions.

D'après Borja (2013) :

- la richesse spécifique (S) doit être supérieure à 4 ;
- l'abondance (N) doit être supérieure à 6 ;
- le pourcentage de taxa Non-Assignés (% NA) à un groupe écologique doit être inférieur à 20% ;
- les taxa doivent être actualisés et les synonymes identifiés avant l'assignation à un groupe écologique ;
- la surface d'échantillonnage doit être identique pour tous les prélèvements ;
- un minimum 50 stations est recommandé pour optimiser la robustesse du M-AMBI.

2 Traitement de la base de données

D'après Borja & Muxika (2005), la robustesse de l'AMBI et donc du M-AMBI, peut être réduite par des événements locaux (faible salinité, stress naturel, impact physique) qui génèrent une augmentation des espèces opportunistes. Le corollaire direct est une augmentation des valeurs d'AMBI, aboutissant ainsi à une mauvaise classification. La base de données a donc été homogénéisée afin que l'indice soit le plus réaliste possible :

- les taxa n'appartenant pas aux invertébrés benthiques de substrats meubles des eaux côtières ont été exclus de la base.
- La norme ISO/FDIS 1666 :2005 (F) et le protocole de Guérin & Desroy (2008), préconisent d'identifier jusqu'au niveau spécifique les organismes prélevés mais certains taxa ne peuvent être identifiés qu'à un niveau supérieur. Hormis s'ils sont référencés dans la liste d'espèces actualisée en 2012, les hauts niveaux taxonomiques n'ont pas été pris en compte.

D *RESULTATS*

1 Evolution des stations situées en eaux de transition depuis 2007

L'année 2014 étant dédiée à l'étude des stations en eaux de transition, cette partie ne traite que de l'évolution des descripteurs de macrofaune à ces stations puisqu'il n'existe à ce jour pas d'indice retenu pour leur caractérisation. Afin de différencier les sites, trois descripteurs ont été retenus : l'abondance totale, la richesse spécifique (S) et l'indice de diversité de Shannon (H').

Comme le montrent les différents graphiques résumés en Figures 3 et 4, ces indices mettent en évidence deux tendances. De manière générale, la faune présente aux stations intertidales tend à être plus abondante en 2014 qu'en 2011 - c'est le cas pour onze des dix-sept d'entre elles – tout en montrant une baisse générale du nombre d'espèces par stations (onze stations sur dix-sept étaient plus riches en 2011 qu'en 2014).

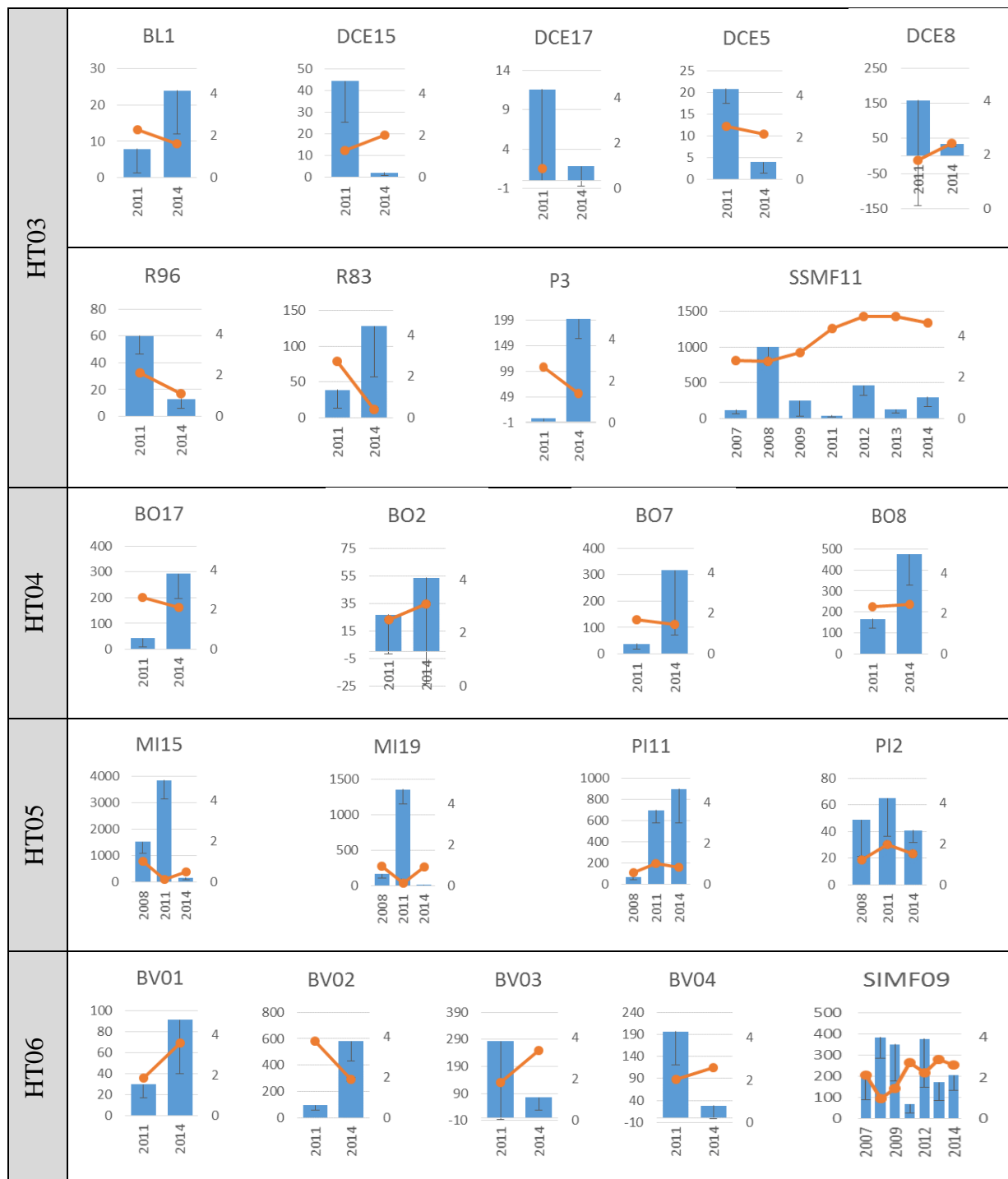


Figure 3 : Abondances moyennes (histogrammes bleus, axe gauche) et indices de Shannon (ligne orange, axe droit) par m².

Les indices de Shannon, s'ils ne montrent pas de tendance globale (neuf sur 17 en augmentation, huit en baisse), indiquent toutefois que ces disparités de variations sont réparties de manière homogène entre les stations. Il n'est par conséquent pas possible d'associer les baisses de richesse aux hausses d'abondance d'individus.

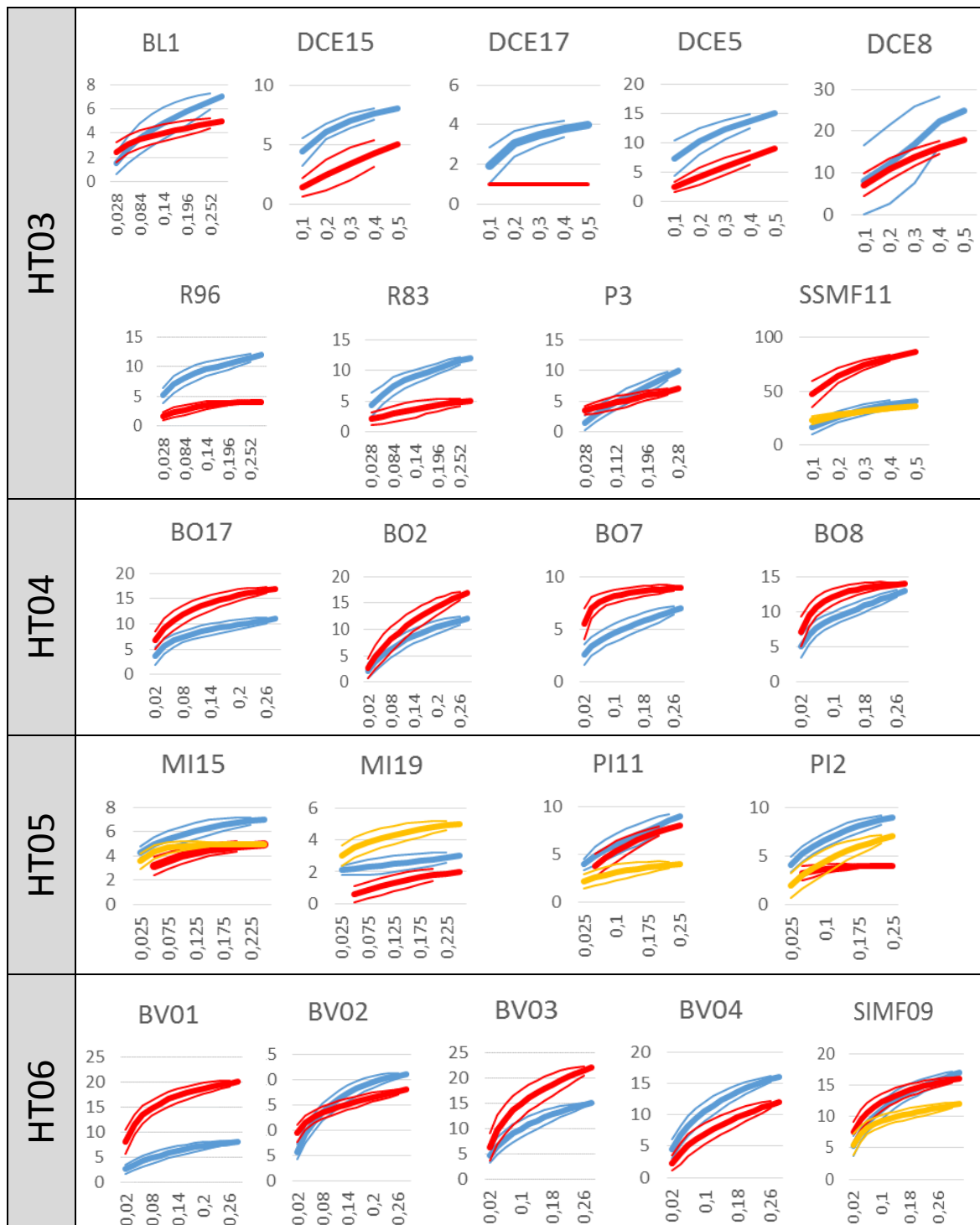


Figure 4 : Evolutions de la richesse spécifique par année (2008 en jaune, 2011 en bleu, 2014 en rouge) en fonction de la surface échantillonnée (m²)

Il n'apparaît pas non plus de tendances communes en analysant les stations par masse d'eau. En effet, si les stations situées dans la masse d'eau HT03 montrent une diminution de la richesse spécifique et de l'indice de Shannon, il apparaît que les valeurs d'abondances sont en augmentation à seulement trois stations (BL1, R83 et P3). Pour HT04, les quatre stations affichent une augmentation d'abondance ainsi que de leur richesse spécifique, mais les indices de Shannon sont soit à la baisse (BO17 et BO7), soit à la hausse (BO2 et BO8). La masse d'eau HT05 présente l'avantage de posséder non pas deux mais trois années de suivi. Les

fluctuations d'abondance, de richesse spécifique et d'indice de Shannon n'en restent pas moins très importantes. Il est à noter cependant que dans cette masse d'eau, l'indice de Shannon est constamment faible (en dessous de 2), ce qui tend à montrer une mauvaise répartition de la diversité biologique et une dominance d'une ou de quelques espèces au sein de la communauté. Dans la masse d'eau HT06, il n'y a pas non plus d'évolution globale et les disparités entre les trois indicateurs sont même les plus fortes.

En ce qui concerne les stations subtidales (DCE15, DCE17, DCE5, DCE8 et SSMF11, toutes situées dans la masse d'eau HT03), bien que leur petit nombre permette difficilement une généralisation, on peut noter qu'elles suivent *a contrario* un schéma plus en adéquation avec celui attendu. Si la richesse spécifique est supérieure en 2011 à quatre des cinq sites étudiés, les valeurs d'abondances sont par contre à la baisse sur ces quatre stations.

Comparées aux stations pour lesquelles les années de suivi sont plus nombreuses, il est important de nuancer ces tendances observées sur deux ans. Il apparaît clairement, notamment grâce aux sites d'appuis – et c'est d'ailleurs tout leur intérêt – que les variations interannuelles sont très importantes et surtout non linéaires.

2 Caractéristiques de l'ensemble des stations échantillonnées en 2014

Le domaine intertidal est soumis à des pressions et des variations des conditions environnementales plus marquées que le domaine subtidal. Ainsi, le domaine subtidal est plus favorable au développement de communautés plus riches et plus stable que le domaine intertidal, connu pour être plutôt paucispécifique. Sur l'ensemble des 23 stations intertidales, en 2014, 13805 individus distribués parmi 131 espèces ont été recensés. En domaine subtidal, sur les 13 stations échantillonnées, 19027 individus appartenant à 240 espèces ont été prélevés. Les prélèvements réalisés en domaine subtidal couvrent une surface deux fois supérieure à ceux effectués en domaine intertidal. Ces surfaces influençant linéairement le nombre d'individus prélevés (le nombre d'espèce étant sensé, lui, avoir atteint un plateau asymptotique), il convient de comparer la différence entre les valeurs de richesse spécifique, plutôt que le nombre d'individus.

Afin de mieux interpréter les structures des communautés et de pouvoir les comparer entre elles, un premier dendrogramme a été établi, excluant la station DCE17 (Figure 5). En effet, en 2014, la station DCE17, située dans l'estuaire de la Seine, a été quasiment azoïque (deux des cinq réplicats azoïques, et dans les trois autres une seule espèce, l'amphipode *Haustorius arenarius*, représentée par neuf individus) et influence grandement les analyses multivariées effectuées sur l'ensemble des stations. Par conséquent, il a été décidé de ne pas l'inclure dans ces analyses.

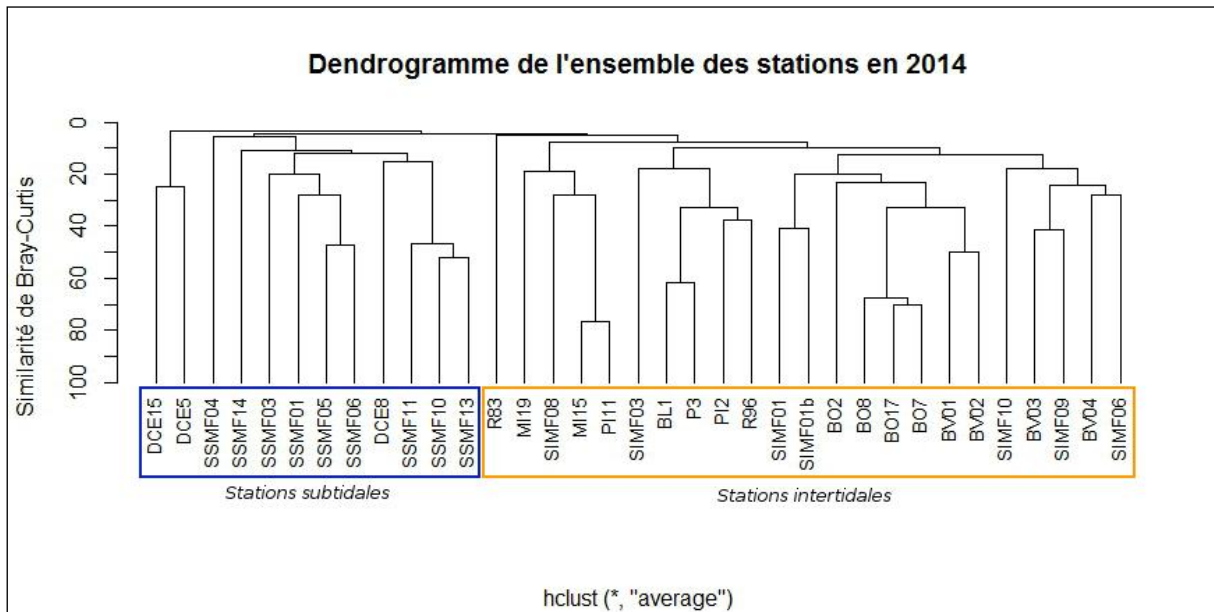


Figure 5 : Dendrogramme général présentant une claire dichotomie intertidal/subtidal

Ce dendrogramme global confirme clairement une séparation des stations intertidales / subtidales, (ANOSIM, $p < 0,01$) et non entre masses d'eau côtières et de transition. Par conséquent, ces deux sous-ensembles ont été analysés séparément.

Domaine intertidal

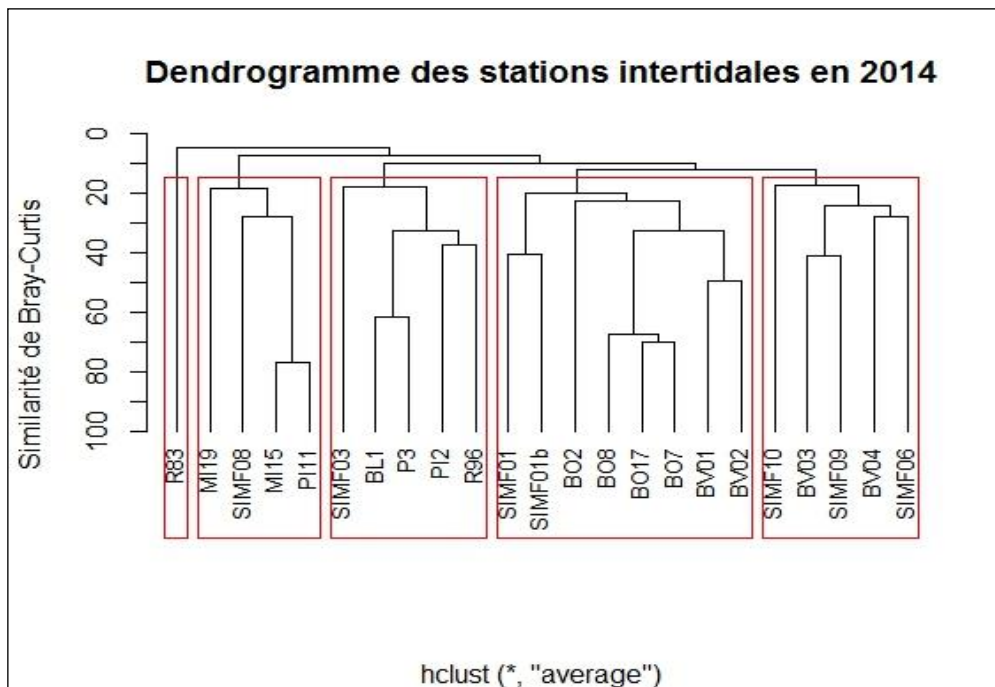


Figure 6 : Similarité (distance Bray-Curtis) des stations intertidales au seuil de 15%

Au seuil arbitraire de similarité de 15%, il apparaît (1) que la station R83 se détache des autres et présente une communauté bien distincte, et (2) que les 22 autres stations se répartissent en 4 autres groupes (ANOSIM $p < 0,01$) (Figure 6). Les chiffres suivants sont exprimés pour le total des répliqués par station, soit environ 0,25m² (pour la surface exacte, se référer au Tableau 2)

- Le groupe 1 est constitué des stations BL1, P3, R96 (HT03 Baie de Seine), PI2 (HT05 Baie du Mont St Michel-Transition) et SIMF03 (HC02 Baie du Mont St Michel-Côtier). Dans ce groupe, la moyenne des abondances totales est la plus basse ($179,8 \pm 216,7$ individus) avec un nombre d'espèces également faible ($7,6 \pm 5,9$ espèces). Il est caractérisé par l'espèce indicatrice *Macoma balthica*, bivalve de la famille des Tellinidae et espèce-clé, notamment, dans les écosystèmes estuariens tempérés. En effet, de par la plasticité de ses traits – phénotypiques, mais également comportementaux – *M. balthica* est capable d'une grande adaptation et joue également un rôle important au sein du réseau trophique - consommateur de la production primaire et ressource pour les autres invertébrés et vertébrés (Törnroos *et al.*, 2015).
- Le groupe 2 est constitué des stations BO17, BO2, BO7, BO8 (HT04 Baie de l'Orne), BV01, BV02 (HT06 Baie des Veys), SIMF01, SIMF01bis (HC01 Chausey). A l'inverse du groupe 1, ce groupe est caractérisé par de fortes abondances ($1044,5 \pm 778,9$ individus) couplées à la plus grande valeur moyenne de richesse spécifique parmi les groupes ($23,1 \pm 14,9$ espèces). Dans ce groupe 2, trois espèces indicatrices ont été identifiées : les oligochètes en tant que taxon *Oligochaeta ind*, le mollusque gastéropode *Peringia ulvae* et le mollusque bivalve *Abra tenuis*. S'il est difficile de définir des généralités quant à un phylum aussi élevé qu'*Oligochaeta* (qui est une sous-classe), il peut être toutefois pertinent de noter que selon la liste d'espèces de l'AMBI, ce taxon est défini comme opportuniste de premier ordre, donc potentiellement indicateur d'un milieu fortement perturbé. Quant à *P. ulvae* et *A. tenuis*, ce sont deux espèces capables de vivre à des niveaux situés très haut dans les estuaires. *P. ulvae* est connu pour être un mauvais bio-indicateur de par sa résistance à certains métaux lourds (comme cela a été démontré pour le mercure par Cardoso *et al.* (2013), et peut recruter et se maintenir en grand nombre lorsque l'environnement est favorable – en présence, notamment, de macrophytes (Lillebø *et al.*, 1999). *Abra tenuis* est, pour sa part, une espèce capable de se maintenir dans le temps à un endroit donné de par sa faible capacité de dispersion (ses larves ont une phase pélagique réduite), et la croissance des individus ainsi que des populations sont positivement influencées par les températures élevées, notamment en été (Dekker & Beukema, 1999).
- Le groupe 3 est constitué des stations BV03, BV04, SIMF09, (HT06 Baie des Veys), SIMF06 (HC03 Ouest Cotentin), et SIMF10 (HC13 Côte de Nacre). Dans ce groupe, les abondances totales sont relativement faibles ($238,4 \pm 237,6$ individus) et réparties parmi un nombre plutôt élevé d'espèces ($19,0 \pm 4,9$) comparativement aux autres groupes. Parmi elles se distingue l'amphipode *Urothoe poseidonis*, espèce indicatrice du groupe, dont les densités de populations sont soumises à de fortes fluctuations.
- Le groupe 4 est constitué des stations MI15, MI19, PI11 (HT05 Baie du Mont St Michel) et SIMF08 (HC10 Baie des Veys) et se caractérise par une abondance totale assez élevée et très variable entre les stations ($750,3 \pm 1007,8$) réparties en un nombre d'espèces très faible ($6,0 \pm 3,2$). L'amphipode *Bathyporeia pilosa*, bien représenté, est indicateur du groupe.
- Le « groupe » 5 n'est donc constitué que de l'unique station R83, située en Baie de Seine (HT03). A cette station, on ne comptait que 5 espèces regroupant 357 individus

en 2014, dont 333 amphipodes *Corophium volutator*. La forte abondance très localisée de cette espèce n'est pas inhabituelle au sein des vasières intertidales.

Les espèces participant le plus aux dissimilarités intergroupes (procédures SIMPER, seules les trois espèces les plus influentes sont gardées) ont été déterminées et sont présentées dans le Tableau 8.

Tableau 8 : Représentation des trois espèces majoritairement responsables des discriminations intergroupes en domaine intertidal (procédures SIMPER)

GROUPE	G2	% cum.	G3	% cum.	G4	% cum.	G5	% cum.
G1	Oligochaeta ind.	0,077	Macoma balthica	0,110	Bathyporeia pilosa	0,172	Corophium volutator	0,283
	Hediste diversicolor	0,148	Urothoe poseidonis	0,196	Macoma balthica	0,335	Macoma balthica	0,457
	Macoma balthica	0,203	Cerastoderma edule	0,251	Corophium arenarium	0,478	Hediste diversicolor	0,573
G2	x	x	Oligochaeta ind	0,066	Oligochaeta ind	0,080	Corophium volutator	0,136
	x	x	Hediste diversicolor	0,123	Bathyporeia pilosa	0,159	Oligochaeta ind	0,221
	x	x	Urothoe poseidonis	0,174	Hediste diversicolor	0,231	Hediste diversicolor	0,279
G3	Oligochaeta ind	0,066	x	x	Bathyporeia pilosa	0,106	Corophium volutator	0,185
	Hediste diversicolor	0,123	x	x	Corophium arenarium	0,202	Urothoe poseidonis	0,270
	Urothoe poseidonis	0,174	x	x	Urothoe poseidonis	0,287	Hediste diversicolor	0,345
G4	Oligochaeta ind	0,080	Bathyporeia pilosa	0,106	x	x	Corophium volutator	0,293
	Bathyporeia pilosa	0,159	Corophium arenarium	0,202	x	x	Bathyporeia pilosa	0,460
	Hediste diversicolor	0,231	Urothoe poseidonis	0,287	x	x	Corophium arenarium	0,604
G5	Corophium volutator	0,136	Corophium volutator	0,185	Corophium volutator	0,293	x	x
	Oligochaeta ind	0,221	Urothoe poseidonis	0,270	Bathyporeia pilosa	0,460	x	x
	Hediste diversicolor	0,279	Hediste diversicolor	0,345	Corophium arenarium	0,604	x	x

Dans la majorité des cas, il n'existe pas de trio d'espèces qui contribue majoritairement aux discriminations intergroupes au seuil arbitraire de 50% – à l'exception de *Corophium volutator*, *Macoma balthica* et *Hediste diversicolor* entre les groupes 1 et 5 (57,3%), et *Corophium volutator*, *Corophium arenarium* et *Bathyporeia pilosa* entre les groupes 4 et 5 (60,4%). Cela tend donc à montrer que ce sont les structures des communautés dans leur ensemble, et non quelques espèces localement distribuées, qui discriminent les groupes entre eux. Il existe donc une vraie hétérogénéité des habitats et communautés benthiques intertidaux.

Domaine Subtidal

Au seuil arbitraire de dissimilarité de 85%, il apparaît (1) que les stations SSMF04 et SSMF14 se détachent des autres et présentent deux communautés bien distinctes, et (2) que les 10 autres stations se répartissent en 3 groupes (ANOSIM $p < 0.01$). Les chiffres suivants sont exprimés pour le total des répliquats par station, soit environ 0,5m² (pour la surface exacte, se référer au Tableau 3) :

- Le groupe 1 contient les stations DCE15 et DCE5, toutes deux situées en Baie de Seine (HT03). Ces stations se caractérisent par un nombre d'individus et d'espèces très faible, notamment pour des stations subtidales, puisque sur 0,5m² l'abondance moyenne est de $15,5 \pm 6,4$ individus répartis entre $7 \pm 2,8$ espèces. Parmi elles, la seule indicatrice du groupe est *Crangon crangon*, la crevette grise, affine des eaux estuariennes peu profondes et des sédiments fins.
- Le groupe 2 contient les deux stations DCE8 et SSMF11 (HT03 Baie de Seine), ainsi que deux stations situées en eaux côtières : SSMF10 (HC15 Côte fleurie) et SSMF13

(HC16 Le Havre - Antifer). A ces stations, l'abondance moyenne est relativement élevée et variable puisqu'on compte $1614,5 \pm 1087,6$ individus répartis entre $59,3 \pm 29,3$ espèces. Bien que six d'entre elles aient été identifiées comme indicatrices de ce groupe, nous ne présentons ici que les quatre principales : trois bivalves fouisseurs *Nucula nitidosa*, *Abra alba* et *Kurtiella bidentata*, et un annélide polychète sédentaire et tubicole, *Lagis koreni*. Il est à noter que ces espèces se retrouvent communément dans les mêmes assemblages (Ware *et al.*, 2010), qu'elles ont tendance à être présentes en nombre mais par patchs hétérogènes et qu'elles sont *a priori* plutôt adeptes des sédiments très fins.

- Le groupe 3 compte les stations situées dans l'ouest et le nord du Cotentin, à l'exception de la station SSMF04. La station SSMF01 est située dans l'archipel de Chausey (HC01), la station SSMF03 dans l'Ouest Cotentin (HC03), et les stations SSMF05 et SSMF06 sont très proches géographiquement, puisque situées dans la masse d'eau entourant la rade de Cherbourg (HC06). Si ces stations présentent un nombre moyen d'espèces à peu près égal à celui du groupe 2, à savoir $56,5 \pm 12$, le nombre d'individus est deux fois plus important ($3081,5 \pm 2170,4$). Ces fortes valeurs peuvent être expliquées par la présence de deux espèces indicatrices au sein de ce groupe : *Spio symphyta* et *Scoloplos (Scoloplos) armiger*, deux annélides polychètes qui ont la capacité de recruter massivement et donc d'atteindre des abondances très élevées.

Les « groupes » 4 et 5 n'en sont pas vraiment, puisque constitués chacun d'une seule station. Le groupe 4 représente la station SSMF04, située dans la masse d'eau entre les Caps de Carteret et de la Hague (HC04). En 2014, cette station comptait 17 espèces pour un total de 109 individus, 45 d'entre eux étant des mollusques bivalves *Goodallia triangularis* (sans, toutefois, que ce taxon ne soit significativement identifié comme « indicateur » par la procédure Indval). Le groupe 5 est, pour sa part, représenté par la station SSMF14, la plus septentrionale de la zone d'étude (HC18) et géographiquement éloignée des autres stations. Cette station abrite 94 individus répartis de manière relativement homogène entre 31 espèces, ce qui est attesté par l'absence d'espèces indicatrices significatives.

Tableau 9 : Représentation des trois espèces majoritairement responsables des discriminations intergroupes en domaine subtidal (procédures SIMPER)

GROUPE	G2	% cum.	G3	% cum.	G4	% cum.	G5	% cum.
G1	Abra alba	0,076	Galathowenia oculata	0,047	Goodallia triangularis	0,183	Nephtys cirrosa	0,091
	Owenia fusiformis	0,144	Lanice conchilega	0,079	Eurydice spinigera	0,294	Ophelia borealis	0,177
	Nephtys hombergii	0,197	Microclymene tricirrata	0,111	Sigalion mathildae	0,37	Goniadella bobrezkii	0,254
G2	x	x	Monticellina sp	0,029	Abra alba	0,055	Nephtys hombergii	0,046
	x	x	Galathowenia oculata	0,058	Goodallia triangularis	0,102	Owenia fusiformis	0,091
	x	x	Abra alba	0,083	Owenia fusiformis	0,149	Monticellina sp	0,133
G3	Monticellina sp	0,029	x	x	Galathowenia oculata	0,044	Galathowenia oculata	0,045
	Galathowenia oculata	0,058	x	x	Goodallia triangularis	0,078	Microclymene tricirrata	0,075
	Abra alba	0,083	x	x	Lanice conchilega	0,108	Euclymene oerstedii	0,106
G4	Abra alba	0,055	Galathowenia oculata	0,044	x	x	Goodallia triangularis	0,111
	Goodallia triangularis	0,102	Goodallia triangularis	0,078	x	x	Eurydice spinigera	0,178
	Owenia fusiformis	0,149	Lanice conchilega	0,108	x	x	Ophelia borealis	0,237
G5	Nephtys hombergii	0,046	Galathowenia oculata	0,045	Goodallia triangularis	0,111	x	x
	Owenia fusiformis	0,091	Microclymene tricirrata	0,075	Eurydice spinigera	0,178	x	x
	Monticellina sp	0,133	Euclymene oerstedii	0,106	Ophelia borealis	0,237	x	x

A l'instar des tests SIMPER effectués sur les stations intertidales, et de manière encore plus flagrante, il n'existe pas de trio d'espèces en subtidal qui expliquerait de manière prépondérante les différences entre les communautés (Tableau 9). A l'exception de *Goodallia triangularis* qui, comme précisé précédemment, est une espèce très structurante à la station SSMF04, il n'existe pas d'espèce qui explique à elle seule les différences intergroupes au seuil arbitraire de 10%. Ces résultats montrent clairement que ce ne sont pas quelques espèces qui différencient les communautés, mais bien les communautés qui diffèrent globalement entre elles.

3 Caractéristiques sédimentaires et influences sur les communautés benthiques

Le Tableau 10 présente les caractéristiques sédimentaires à chaque station, avec d'une part les pourcentages des sept classes granulométriques telles que définies dans le programme GRADISTAT, et d'autre part les médianes, indices de Trask (So) et teneurs en matières organiques présentes dans les sédiments. De manière générale, la prérogative de la DCE visant à cibler le sédiment fin est respectée. Les stations intertidales situées dans les masses d'eau HT04 (Baie de l'Orne) et HC01 (Chausey) présentent les indices de Trask les plus élevés, ce qui indique que le sédiment est hétérogène. A l'inverse, les stations présentes dans la masse d'eau HT06 (Baie des Veys) présentent des sédiments très bien classés. Les teneurs en matière organiques sont relativement égales et faibles, avec une teneur moyenne de $2,31 \pm 1,6$ %.

Tableau 10 : Classes, descripteurs sédimentaires, et teneur en matière organique (%)

		Très bien classe Bien classé Assez bien classé Moyennement classé Mal classé Très mal classé										
Masse d'Eau	Stations	graviers	sable très grossier	sable grossier	sable moyen	sable fin	sable tres fin	vases	D50	So	Mat. Organ.	
INTERTIDAL	HC01	SIMF01	0,25	1,39	2,64	5,00	15,44	28,45	46,83	67,53	4,18	3,65
		SIMF01b	4,21	13,31	15,18	20,13	36,26	7,27	3,64	272,05	2,12	0,71
	HC02	SIMF03	6,08	9,35	9,38	9,03	15,06	35,77	15,35	122,08	2,50	2,81
	HC03	SIMF06	0,25	0,57	1,71	10,78	35,72	47,66	3,30	123,97	1,36	1,31
	HC10	SIMF08	1,91	2,60	3,27	6,75	78,94	5,81	0,72	177,63	1,20	0,25
	HC13	SIMF10	0,24	0,71	3,40	15,41	74,33	4,61	1,31	192,76	1,19	0,53
	HT03	BL1	0,09	0,15	0,29	2,84	58,62	29,13	8,88	137,19	1,29	2,84
		P3	1,47	0,47	0,72	1,78	50,61	34,36	10,59	129,97	1,29	2,58
		R83	0,00	0,08	0,11	0,39	14,11	56,41	28,90	76,61	2,06	4,41
		R96	0,00	0,06	0,03	1,81	71,79	25,73	0,58	171,24	1,28	0,73
	HT04	BO17	0,00	0,07	0,20	2,27	42,90	19,62	34,94	114,42	3,39	3,16
		BO2	8,05	13,52	22,98	25,29	26,08	1,83	2,25	422,61	2,01	1,76
		BO7	0,00	0,00	0,02	0,36	26,12	32,72	40,78	85,84	3,67	2,77
		BO8	0,00	0,00	0,03	0,29	29,22	26,17	44,30	80,99	4,08	6,04
	HT05	MI15	0,00	0,00	0,02	1,11	18,58	61,98	18,31	88,49	1,29	2,31
		MI19	0,00	0,00	0,01	1,44	32,55	61,20	4,80	103,72	1,29	1,87
		PI11	0,12	1,29	0,70	4,17	50,46	40,63	2,63	131,88	1,26	1,21
		PI2	0,00	0,14	0,24	2,54	40,01	54,43	2,64	117,45	1,26	1,40
	HT06	BV01	0,00	0,00	0,05	0,21	65,87	32,32	1,55	136,64	1,16	1,11
		BV02	0,00	0,02	0,05	0,85	85,99	10,09	3,00	166,17	1,16	1,41
BV03		0,00	0,00	0,02	0,49	87,01	11,54	0,94	159,43	1,15	0,46	
BV04		0,00	0,04	0,09	1,70	91,69	6,20	0,28	168,70	1,15	0,78	
SIMF09		0,00	0,00	0,04	4,35	86,14	7,87	1,60	170,46	1,17	0,86	
SUBTIDAL		HC01	SSMF01	0,00	0,02	0,36	4,51	88,77	5,85	0,49	171,06	1,18
HC03	SSMF03	11,61	13,83	18,74	40,06	14,88	0,81	0,06	440,54	1,89	0,83	
HC04	SSMF04	0,00	0,03	2,96	36,65	59,99	0,36	0,01	225,09	1,33	0,71	
HC06	SSMF05	0,00	0,27	0,09	0,65	17,83	47,41	33,75	81,78	2,71	3,86	
	SSMF06	0,28	0,45	1,04	1,91	41,39	37,78	17,16	117,51	1,34	2,71	
HC15	SSMF10	2,26	2,53	3,99	3,73	56,60	18,97	11,91	153,82	1,30	3,01	
HC16	SSMF13	10,14	2,88	3,15	18,01	39,27	4,26	22,30	220,75	1,67	4,37	
HC18	SSMF14	2,84	6,55	12,30	12,21	60,09	3,79	2,21	216,95	1,55	1,37	
HT03	DCE15	20,61	31,28	28,66	4,09	1,41	0,90	13,06	1031,44	1,66	3,38	
	DCE17	0,03	0,10	0,51	14,66	80,81	3,06	0,83	215,79	1,13	1,45	
	DCE5	0,49	1,15	3,57	18,50	33,17	21,95	21,16	139,79	1,71	6,18	
	DCE8	7,12	2,03	1,76	3,49	56,30	11,20	18,10	175,06	1,52	5,08	
	SSMF11	5,88	5,49	8,71	13,10	31,07	12,00	23,74	167,39	2,29	4,11	

Afin de mieux identifier les influences édaphiques sur les compositions des communautés de macro-invertébrés benthiques, des analyses canoniques de correspondance (CCA) ont été effectuées entre d'une part les matrices d'espèces à chaque station, et d'autre part les matrices granulométriques comprenant les sept classes sédimentaires ainsi que le pourcentage de matière organique.

Domaine intertidal

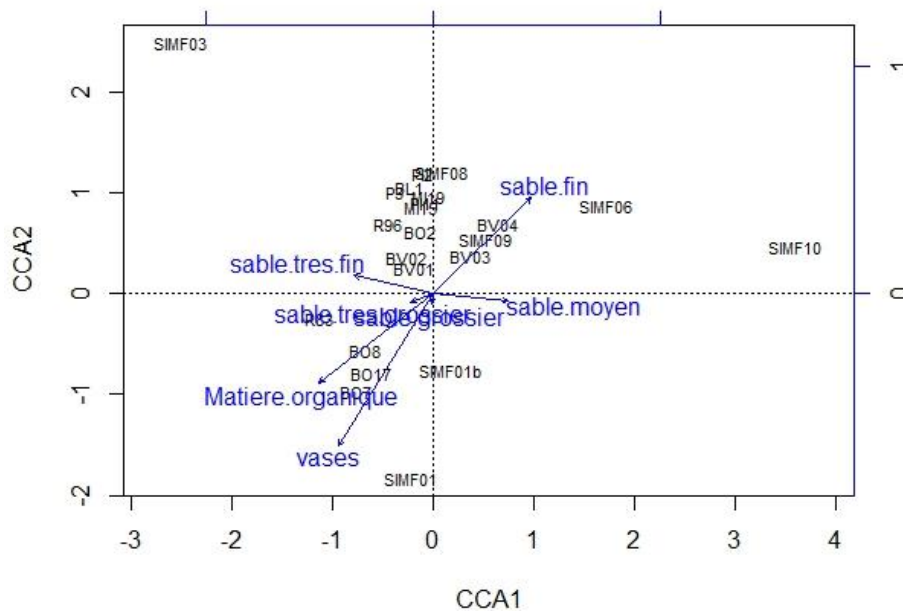


Figure 7 : Projection des stations intertidales et des facteurs (granulométriques + M.O)

Les analyses canoniques de correspondance révèlent une corrélation très significative entre l'intégralité des sept classes de sédiment ainsi que les teneurs en M.O (représentées dans la Figure 7) et les communautés benthiques (CCA = 0,443 ; ANOVA $p \ll 0,01$). Ainsi, l'ensemble des descripteurs sédimentaires explique à 44,3% les structures des communautés benthiques. Les mêmes analyses effectuées sur les classes sédimentaires une par une montrent que les vases (CCA = 0,078 ; ANOVA $p < 0,01$) le sable moyen (CCA = 0,073 ; ANOVA $p < 0,05$) et le sable fin (CCA 0,069 ; ANOVA $p < 0,05$) sont des classes qui expliquent à elles seules, et de manière significative, de 6,9 à 7,8 % de la variabilité des communautés benthiques.

Domaine subtidal

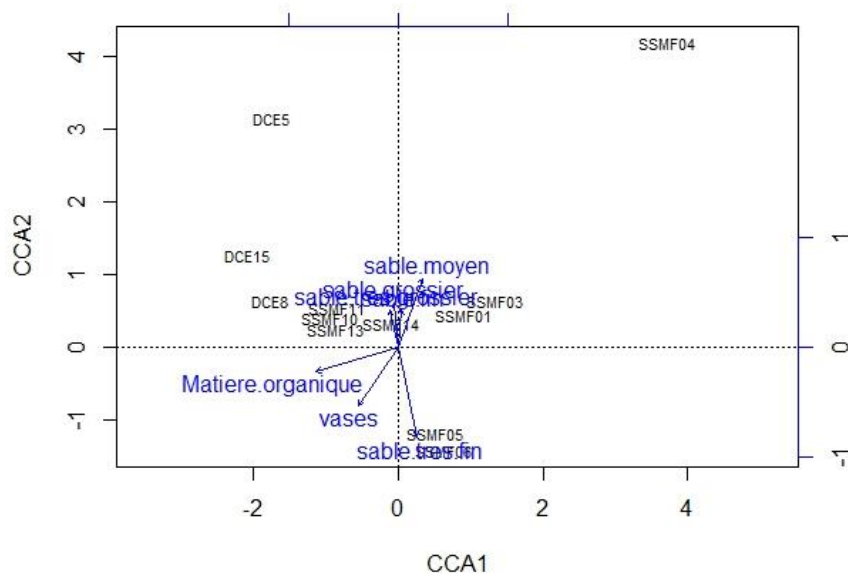


Figure 8 : Projection des stations subtidales et des facteurs (granulométriques + M.O)

En domaine subtidal, il existe également une corrélation significative entre les différentes fractions sédimentaires et les structures des communautés (représentées dans la Figure 8) (CCA = 0,679 ; ANOVA $p < 0,05$). Après exclusion de la station DCE17, cette corrélation est de près de 68 %. Elle est beaucoup plus élevée que celle observée en domaine intertidal. Seule la teneur en matière organique s'avère être un facteur véritablement explicatif (CCA = 0,122 ; ANOVA $p < 0,05$). Sans cette matière organique, les analyses canoniques ne montrent aucune relation significative entre les classes sédimentaires et les communautés.

Cette plus grande relation au substrat en domaine subtidal (comparé au domaine intertidal) peut être expliquée par le fait que les stations subtidales tendent à être plus riches, plus abondantes et plus complexes que les stations intertidales, comme l'ont montrés les prélèvements effectués sur l'ensemble de la façade Seine-Normandie en 2014. Ainsi, à ces stations, les facteurs écologiques tels que la compétition ou la prédation jouent peut-être un rôle plus important qu'en intertidal, qui sont des stations plus influencées par les variations et les pressions mésologiques et environnementales.

4 Calcul de l'indice

L'indice calibré au niveau européen et utilisé en France pour évaluer la qualité écologique des masses d'eau côtières grâce à l'élément de qualité « macro-invertébrés benthiques » est le M-AMBI. Les résultats des campagnes de 2007 et 2010 pour les masses d'eau côtières sont disponibles (*cf.* rapport de Garcia *et al.* 2015). En eau de transition, il n'existe pas encore d'indice validé par l'ONEMA. Cependant, et à titre purement indicatif, les différents groupes écologiques ont été définis pour les stations évaluées en 2014.

Domaine intertidal

Deux stations n'ont pas été considérées car elles ne répondaient pas aux pré-requis d'une représentation significative des groupes écologiques. La station BO2 présentait en 2014 33% d'espèces au groupe écologique indéterminé (la limite étant fixée à 20%) et la station MI19 ne présentait que deux espèces en 2014. Les résultats des autres stations sont présentés par la Figure 9. Il est constaté que pour l'ensemble des stations, les trois premiers groupes sont majoritaires, et qu'il n'existe pas de tendance commune à l'ensemble des stations – ni en termes d'amélioration, ni en terme d'amélioration.

Domaine subtidal

La station DCE17 n'a pas été considérée car elle ne répondait pas aux pré-requis d'une représentation significative de l'AMBI. En 2014, cette station n'abritait qu'une espèce. Les résultats des autres stations sont présentés dans la Figure 10. A l'instar des stations intertidales, les trois premiers groupes écologiques sont majoritaires pour la grande majorité de ces stations, et il n'existe pas de tendance commune à l'ensemble des sites étudiés.

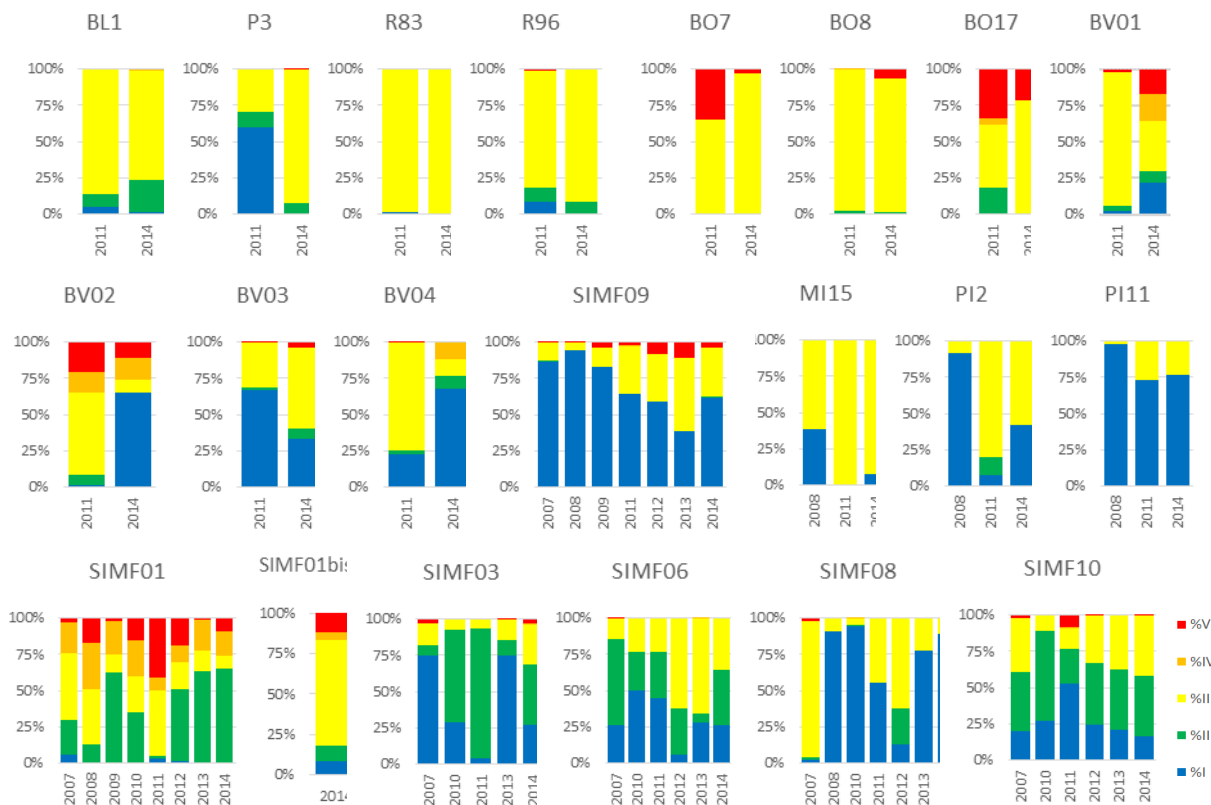


Figure 9 : Evolutions des groupes écologiques aux stations intertidales



Figure 10 : Evolutions des groupes écologiques aux stations subtidales

III ETUDE DES SITES D'APPUI DES FACADES ATLANTIQUE ET MANCHE

A INTRODUCTION

Adossé à la Directive Cadre sur l'Eau, certaines Agences de l'Eau ont pris l'initiative d'aller au-delà de la DCE et de financer un suivi annuel en quelques sites, appelés « sites d'appui », afin d'identifier plus finement les évolutions des communautés benthiques. Bien que certains sites n'aient pas pu être échantillonnés tous les ans pour diverses raisons, les évolutions des communautés benthiques qu'ils abritent sont aujourd'hui caractérisées par 4 à 7 ans de données récoltées de manière régulière et « relativement » semblable sur les façades Manche, Atlantique et Méditerranée. Ainsi, si le protocole appliqué, à vocation opérationnel, ne semble pas parfaitement adapté à une étude telle qu'elle pourrait être menée dans le cadre d'une activité de recherche, l'échantillonnage de ces sites d'appui présente l'intérêt d'initier des séries chronologiques vouées à devenir des séries à long terme, puisque la DCE est appelée, de par son cadre réglementaire, à perdurer dans le temps. Ils permettent de plus de conduire une étude à l'échelle des façades métropolitaines. Dans le cadre de la présente analyse, seules les données acquises sur les façades Manche et Atlantique ont été prises en compte. L'objectif, en croisant les données de macrofaune benthique avec différentes variables environnementales, est de savoir s'il existe des facteurs prédominants influençant simultanément les deux façades retenues, et si les communautés benthiques en place co-évoluent ou non.

B MATERIEL ET METHODES

1 Sites d'étude

De Comprian, situé sur la côte landaise, à Calais, les sites retenus sont situés (i) en domaine intertidal pour certains et en domaine subtidal pour d'autres et (ii) sur la façade atlantique pour certains et la façade Manche pour d'autres. En Manche, certains auteurs identifient un bassin ouest et un bassin est (Dauvin, 2014). Le bassin ouest est principalement soumis aux influences de l'Atlantique, mais diffère de celui-ci notamment par son caractère mégatidal. Le bassin est, quant à lui, soumis d'une part aux influences de la Mer du Nord, et d'autre part aux apports terrigènes de la Seine. La localisation des stations est présentée par la Figure 11.

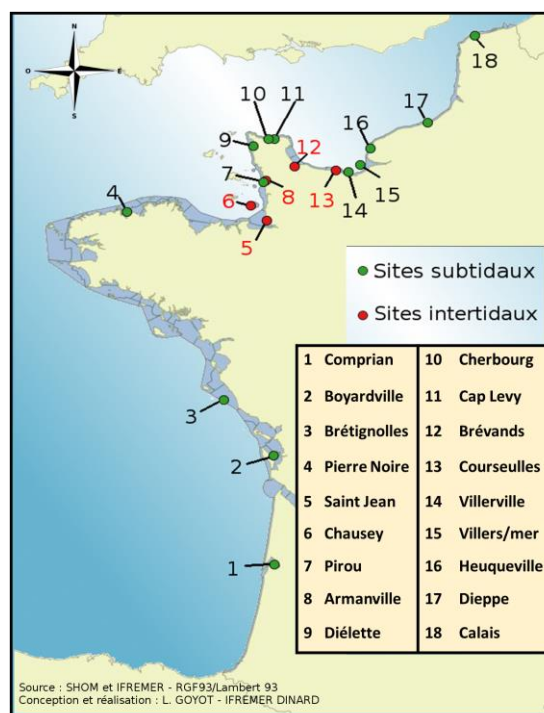


Figure 11 : Localisation des sites d'appui

Les sites présentés dans cette étude n'ont pas tous été échantillonnés avec la même régularité : certains, initialement échantillonnés tous les trois ans, sont devenus site d'appui à partir de 2010, et d'autres n'ont pas pu être suivis certaines années pour diverses raisons – notamment météorologiques. De plus, pour des raisons de disponibilité de données, les relevés faunistiques s'arrêtent en 2013 – l'année 2014 n'ayant pu être incluse dans cette étude. Enfin, bien que nous n'ayons gardé que les sites dont les résultats pouvaient être comparés, ceux-ci ont été obtenus à partir de protocoles d'échantillonnage présentant quelquefois des différences (Tableau 11).

Tableau 11 : Caractéristiques des sites et des protocoles appliqués

Nom	Code DCE	Façade/Zone	Années non-éch.	Nombre d'échantillons (faune + séd.)	Taille des échantillons (m ²)	Observations
Comprian	Comprian SM	Atlantique / subtidal	-	5+1	0.1	3 éch. de sédiment à partir de 2011
Boyardville	Boyardville SM	Atlantique / subtidal	2008	5+1	0.1	
Brétignolles	Brétignolles SM	Atlantique / subtidal	-	5+1	0.1	3 réplicats faune en 2007.
Pierre-Noire	Pierre-Noire SM	Manche Ouest / subtidal	-	10+1	0.1	Pas de sédiment en 2010-12-13.
Chausey	SIMF01	Manche Ouest / intertidal	-	5+2	0.05	
Saint-Jean	SIMF03	Manche Ouest / intertidal	2008-09-12	5+2	0.05	
Pirou	SSMF03	Manche Ouest / subtidal	2008-09	5+2	0.1	
Armanville	SIMF06	Manche Ouest / intertidal	2008-09	5+2	0.05	
Diélette	SSMF04	Manche Ouest / subtidal	2008-09	5+2	0.1	
Cherbourg	SSMF05	Manche Ouest / subtidal	2008-09	3+2	0.1	
Cap Lévy	SSMF06	Manche Ouest / subtidal	-	5+2	0.1	
Brévands	SIMF09	Manche Est / intertidal	2010	16+2	0.02	
Courseulles	SIMF10	Manche Est / intertidal	2008-09	16+2	0.02	
Villers-sur-mer	SSMF10	Manche Est / subtidal	2008-09	5+2	0.1	
Villerville	SSMF11	Manche Est / subtidal	2010	5+2	0.1	
Heuqueville	SSMF13	Manche Est / subtidal	2008-09	5+2	0.1	
Dieppe	SSMF14	Manche Est / subtidal	2008-09	5+2	0.1	
Calais	SSMF17	Manche Est / subtidal	2010	5+2	0.1	

2 Echantillonnages de la macrofaune et sédimentaires

Les prélèvements et traitements faunistiques et sédimentaires ont été effectués selon les mêmes procédures décrites en partie 2.2.1 et 2.2.2 du présent rapport, en respectant les surfaces minimales de 0,5m² en subtidal (Ellingsen, 2001) et 0,25m² en intertidal (Muxika et al., 2007).

Au laboratoire, les organismes ont été triés et identifiés à l'unité taxonomique la plus précise – généralement l'espèce -, puis les noms ont été harmonisés selon la base de données internationale WoRMS (match taxa de février 2015, World Register of Marine Species, www.marinespecies.org). Enfin, les données ont été saisies et stockées dans la base de données Ifremer Quadrige².

3 Paramètres environnementaux

En guise de paramètres environnementaux ont été gardés les facteurs les plus limitants, en l'occurrence la température minimale de surface de l'eau de mer en hiver et au printemps, la turbidité maximale annuelle, et la teneur en chlorophylle a moyenne annuelle, que nous avons obtenus grâce au REseau de surveillance du PHYtoplancton REPHY assuré par l'Ifremer tout au long des côtes françaises de manière bimensuelle. A ces données ont été ajoutées les valeurs automnales, hivernales et annuelles (de l'année n-1) de la North Atlantic Oscillation (NAO, <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-pc-based>), cet indice ayant montré une forte corrélation avec les fluctuations des peuplements benthiques du nord-ouest de l'Europe (Kröncke et al., 2011).

C ANALYSE DES DONNEES

Toutes les analyses statistiques suivantes ont été effectuées avec le logiciel R® (R Core Team, 2014).

1 Macrofaune benthique

La base de données constituée à partir des extractions effectuées depuis *Quadrige*² ne comporte que les organismes de la macrofaune benthique de substrat meuble. Les espèces se rapportant aux poissons ou aux organismes pélagiques (capturés lors de la descente de la benne) ont été exclues. Pour certains groupes à l'identification particulièrement délicate, tels que les nématodes, les némertes ou les oligochètes, le niveau taxonomique a été dégradé au niveau de la famille ou l'ordre, pour limiter les biais dus aux erreurs d'identification. Cependant, ces taxons sont plus loin appelés par abus de langage « espèce », par souci de clarté. Au total, 190 159 individus appartenant à 695 espèces ont été identifiés, parmi les 658 échantillons. Ces espèces appartiennent principalement aux annélides polychètes (297 espèces), aux crustacés (228), aux mollusques bivalves (80), aux mollusques gastéropodes (29), aux échinodermes (17), aux cnidaires (16) et aux pycnogonides (7). Certaines espèces se réfèrent enfin à divers groupes minoritaires tels que les siponcles ou les polyplacophores.

Les différents réplicats ont été cumulés puis ramenés à une surface unitaire de 0,1m², afin de permettre les comparaisons inter-sites malgré les différences de surface d'échantillonnage (et le nécessaire biais que cela peut engendrer). La surface d'échantillonnage ayant une influence importante sur l'estimation de la richesse spécifique (Ellingsen, 2001 ; Gotelli & Colwell, 2001) - notamment en milieu marin, où les espèces rares sont nombreuses – les analyses n'ont été faites que sur l'abondance totale, l'indice de biodiversité de Shannon-Wiener (H') et l'indice d'uniformité de Pielou (J') comme descripteurs globaux de la macrofaune à chaque site et pour chaque année.

Pour les analyses univariées, seuls ces trois descripteurs ont été conservés. Ils ont été préalablement centrés et réduits afin de s'affranchir des différences (naturelles ou non) d'échelle d'abondance observées aux différents sites.

En ce qui concerne les analyses multivariées, les données de macrofaune ont été log-transformées [$\log_{10}(x+1)$] afin de diminuer l'impact des espèces naturellement présentes en très grand nombre (Clarke & Warwick, 2001). Cependant, l'intégralité des espèces a été conservée, même les plus rares, celles-ci étant particulièrement importantes en Manche [jusqu'à 65% des taxa en Manche orientale (Foveau, 2009)]. Une première classification ascendante hiérarchique basée sur une distance de Bray-Curtis (non représentée) a permis de distinguer les sites intertidaux et subtidaux. De nouvelles classifications ont donc été dressées

à partir de quatre matrices. Les stations intertidales étant nettement moins nombreuses, il a été décidé de les traiter ensemble sans considérer leurs façades, alors que les analyses des stations subtidales ont été menées par façade. On distingue donc quatre matrices : la matrice Atlantique subtidal, la matrice Manche Ouest subtidal, la matrice Manche est subtidal et enfin la matrice Manche-Atlantique intertidal. Afin d'en justifier la pertinence et la cohésion, des tests ANOSIM sur chaque sous-groupe apparaissant dans les différents dendrogrammes à un certain niveau de dissimilarité ont été effectués.

2 Données sédimentaires

Les médianes sédimentaires D50 et les indices de Trask ont été déterminés pour les sédiments collectés à chaque site. Les sites ont alors pu être caractérisés d'un point de vue sédimentaire sur la base de cinq classes définies selon les tailles de grain (*vase* <63 μ m ; *sable fin* : 63-250 μ m ; *sable moyen* : 250 μ m – 1mm ; *sable grossier* : 1 – 2mm ; *cailloutis* > 2mm) (Foveau, 2009). Ce classement a été utilisé pour définir une matrice de distance euclidienne qui a ensuite servi de base à l'élaboration d'un dendrogramme, dont la pertinence des différents sous-groupes apparaissant a été attestée grâce à un test ANOSIM. Enfin, pour disposer d'une meilleure représentation visuelle de la composition sédimentaire de chaque site, les trois classes de sable ont été regroupées en une pour élaborer des diagrammes ternaires en fonction des pourcentages de vase (<63 μ m), de sable (63 μ m-2mm) et de cailloutis (>2mm) (Folk, 1954).

3 Liens entre les communautés benthiques et les variables environnementales et sédimentaires

Des tests de corrélation de rang de Spearman entre chaque variable environnementale retenue et l'abondance totale annuelle (centrée-réduite) observée à chaque site ont été réalisés pour juger des co-variations éventuelles à l'échelle de la zone d'étude. Une procédure BioEnv (Clarke & Warwick, 2001) a été appliquée pour définir le meilleur modèle de variables expliquant les variations de communautés benthiques à chaque site en tenant compte des abondances par espèce. Une matrice de distance de Bray-Curtis entre chaque site a donc tout d'abord été dressée, basée sur les données d'abondance log-transformées. Ensuite une matrice de distance euclidienne pour chaque variable environnementale, préalablement centrée et réduite, a été établie puis soumise à la procédure BioEnv pour comparer ces deux matrices et en déduire les modèles de variables qui expliquent le mieux les changements des communautés au sein de chaque site. Enfin, des tests MANTEL ont été réalisés pour justifier de la significativité des éventuelles corrélations relevées entre les modèles de variables explicatives et les variations de communautés (Bonifacio, 2015).

D RESULTATS

1 Evolution des différents sites

Les quatre dendrogrammes montrent clairement que (i) certains sites sont beaucoup plus stables dans le temps que d'autres ; (ii) cette stabilité semble particulièrement liée à la façade ou à la localisation bathymétrique des sites (inter- ou subtidal) et (iii) les groupements définis par les dendrogrammes sont cohérents puisque les tests ANOSIM sont tous significatifs ($R > 0.97$, $P < 0.01$ dans tous les cas ; Figure 12). Il apparaît ainsi que les sites intertidaux sont globalement assez différents les uns des autres et stables dans le temps [chaque site représente un sous-groupe du dendrogramme (39% de similarité), sauf le site Saint-Jean qui présente une

communauté beaucoup plus fluctuante]. Les sites de la façade Atlantique sont assez distincts les uns des autres et stables dans le temps, mais à un degré de similarité (22%) moins important que les sites intertidaux. Les sites localisés en Manche occidentale sont plus hétérogènes : s'il apparaît que les sites Cap Levy et Cherbourg, très proches géographiquement et dont les faunes sont abondantes et riches, sont très stables et similaires (plus de 50% de similarités) et que le site Pierre Noire présente une communauté bien structurée depuis 2007, il n'en va pas de même pour les sites Pirou et Diélette, notamment en 2013. Enfin, aucune des communautés situées en Manche orientale n'a connu de stabilité dans sa composition depuis 2007, comme l'atteste le fait qu'aucun groupement clair n'apparaît [même si certains sites (par exemple Heuqueville entre 2010 et 2013 avec environ 50% de similarité) sont plus stables que d'autres au cours du temps].

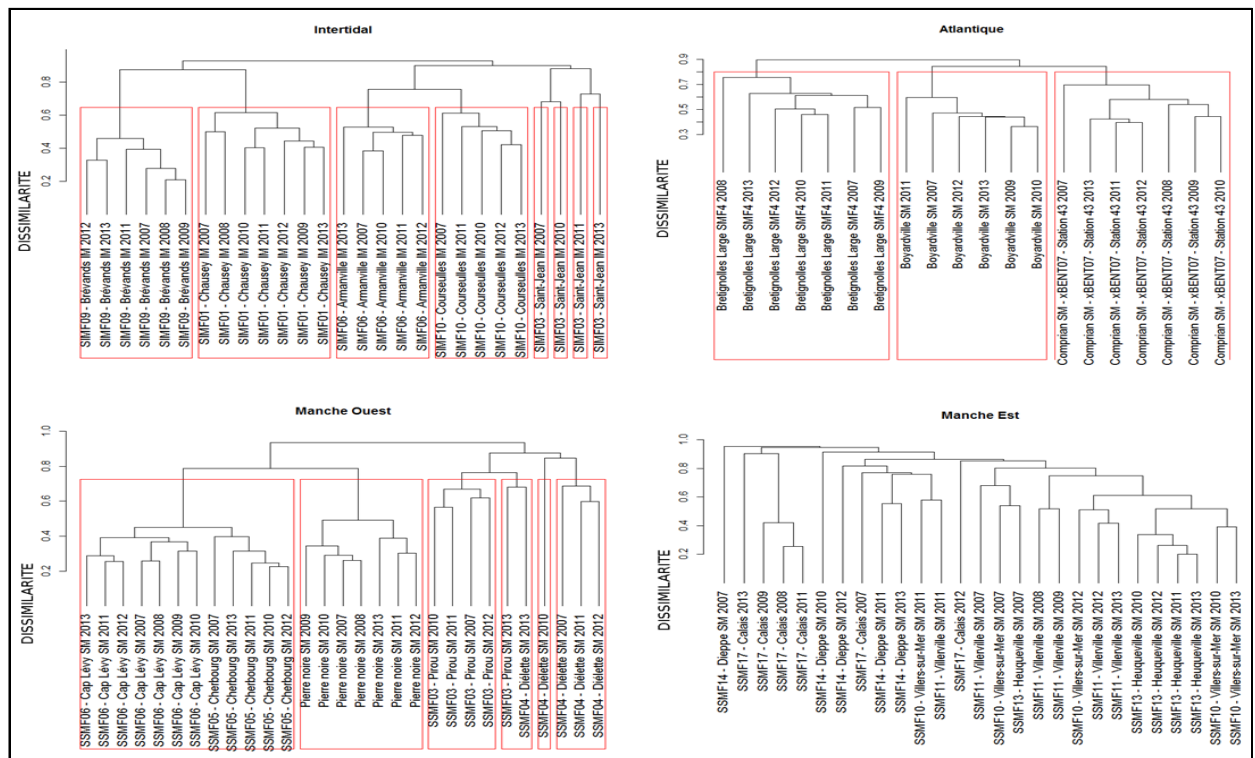


Figure 12 : Dendrogrammes des stations intertidales et subtidales par façade

2 Granulométrie

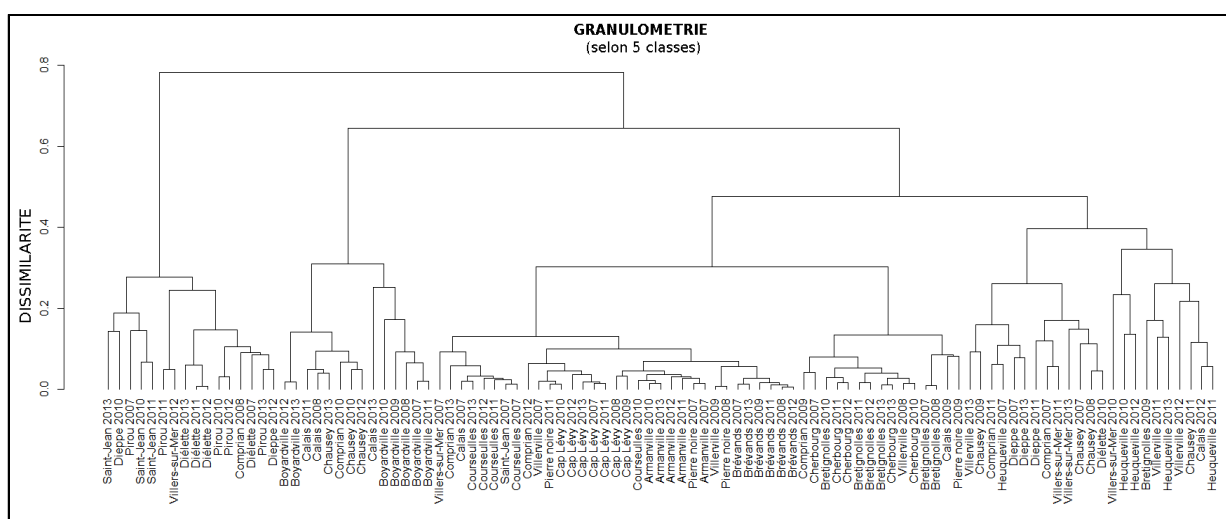


Figure 13- dendrogramme des caractéristiques granulométriques (5 classes)

Le dendrogramme réalisé à partir de l'ensemble des sites (distance Euclidienne, ANOSIM : $R = 0.91$, $P < 0.01$) atteste de leur relative stabilité sédimentaire au cours du temps, ainsi que de leur fort niveau de ressemblance (Figure 13). A 70% de similarité, les 101 entrées du dendrogramme ne se répartissent qu'en six sous-groupes, et 10 des 18 sites ont des années réparties dans différents sous-groupes. Cette homogénéité, inter- et intra-site, est également visible dans les quatre diagrammes tertiaires, qui montrent clairement que (i) les sites sont majoritairement composés de sables fins et de sables envasés et (ii) que les sites de Manche orientale sont légèrement plus hétérogènes et composés de sables plus grossiers (Figure 14).

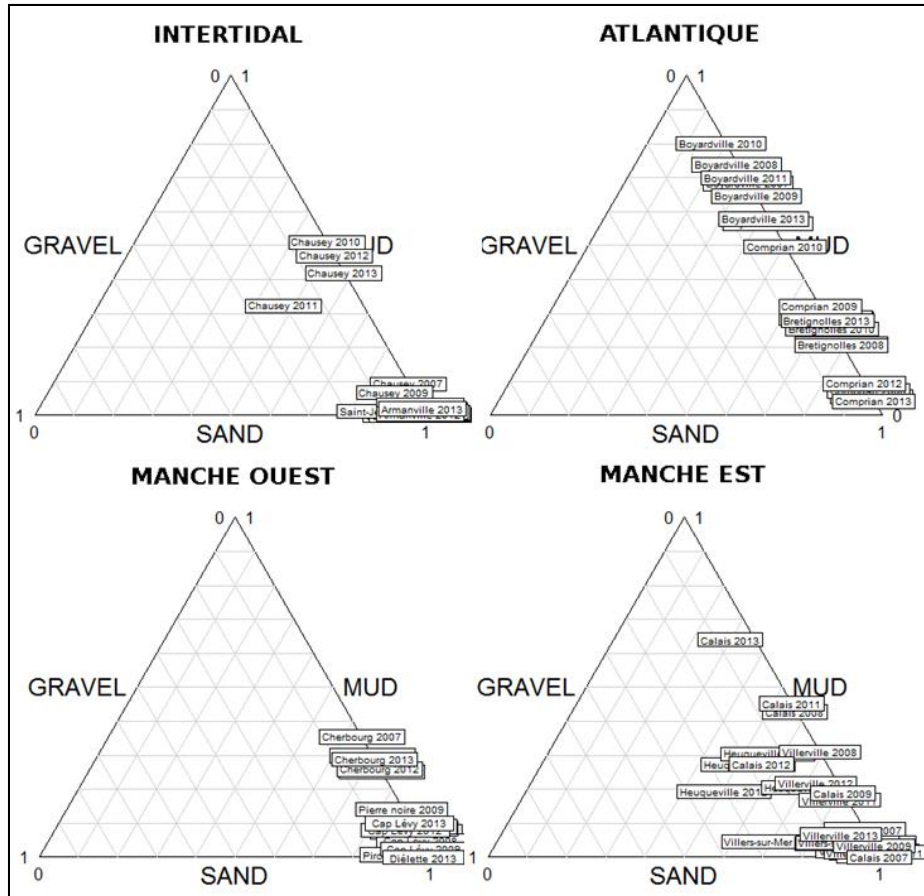


Figure 14 : Diagrammes ternaires granulométriques par façade

3 Macrofaune vs variables environnementales

a Tests univariés

Les tests de rang de Spearman ont montré une corrélation significative entre :

- l'abondance totale et la valeur automnale de la NAO ($r = 0.21$; $P = 0.038$) ;
- l'indice de Shannon H' et la valeur hivernale de la NAO ($r = -0.21$; $P = 0.03$) ;
- l'indice de Shannon H' et le pourcentage de cailloutis ($r = 0.27$; $P = 0.006$) ;
- l'indice de Pielou J' et la valeur hivernale de la NAO ($r = -0.21$; $P = 0.03$).

La température minimale de surface, la teneur en chlorophylle a, la turbidité maximale, la valeur de D50, ou le pourcentage de vase (fraction sédimentaire inférieure à $63 \mu\text{m}$) n'ont montré aucune corrélation significative avec les différents descripteurs globaux de macrofaune.

b Tests multivariés

Seuls 2 sites sur les 18 retenus (Pierre Noire et Courseulles) ne présentent aucune corrélation significative avec les différents modèles de variables testés. Les autres ont montré des corrélations significatives (tests de MANTEL : $p < 0.05$ dans tous les cas) entre les évolutions d'espèces au cours du temps et des modèles composés de 1 à 6 variables. Cependant, aucun de ces modèles, ni même aucune de ces variables, ne s'est révélé être corrélé communément à

une majorité de sites, encore moins à leur ensemble. Le paramètre environnemental le plus redondant dans les différents modèles est la teneur en chlorophylle a, qui n'apparaît pourtant que dans 8 des 16 modèles liés aux sites (Tableau 12).

Tableau 12 : occurrences des variables environnementales dans les modèles explicatifs, par zone et façade

	Intertidal	Subtidal	Atlantique	Manche Ouest	Manche Est
CHLORO A	3/4	5/12	1/3	5/7	2/6
SST hiver	2/4	4/12	1/3	2/7	3/6
VASE	2/4	4/12	1/3	3/7	2/6
TURBIDITE	2/4	3/12	-	3/7	2/6
D50	1/4	4/12	2/3	1/7	2/6
NAO hiver	-	4/12	1/3	-	3/6
SABLE MOYEN	-	4/12	-	1/7	3/6
MAT.ORG	2/4	1/12	1/3	1/7	1/6
SST automne	-	3/12	1/3	1/7	1/6
CAILLOUTIS	-	3/12	-	2/7	1/6
SABLE FIN	-	3/12	-	3/7	-
NAO automne	-	1/12	1/3	-	-

E DISCUSSION

Le « bruit de fond » naturel des évolutions des communautés benthiques de substrats meubles est très difficile à déterminer (Sommerfield *et al.*, 2014). Ces variations sont souvent cycliques, de durées variables pouvant excéder la dizaine d'années (Davoult *et al.*, 1998). Les données acquises dans le cadre de la DCE peuvent apparaître comme trop récentes pour décrire des évolutions à long terme et tirer des conclusions générales. Cependant, les premiers résultats confortent l'idée du « principe d'assurance » (Yachi & Loreau, 1999), argumentant que les communautés les plus riches sont également les plus stables en terme de composition. Concomitamment, les fonctions écologiques ont plus de chances d'être assurées au sein des communautés présentant un grand nombre d'espèce que dans les communautés à faible diversité biologique.

De manière générale, les communautés benthiques des côtes métropolitaines sont fortement déterminées par les caractéristiques sédimentaires des habitats qu'elles occupent (Armonies, 2000, Grémare *et al.*, 1998), encore que certaines espèces modèlent et modifient ces habitats (Rhoads & Boyer, 1982). Les résultats suggèrent que les évolutions granulométriques plus fines ne jouent pas de rôle sur les communautés de macrofaune benthique.

Alors que d'aucun pourrait logiquement penser que les communautés benthiques subtidales sont plus stables que les communautés intertidales, ces dernières étant soumises à davantage de pressions naturelles (effets des houles et des tempêtes, fortes variations des conditions thermiques et de salinités, alternance immersion/émersion...) et anthropiques (pêches récréatives...) (Posey *et al.*, 1996), nos résultats suggèrent l'inverse. Les communautés intertidales tendent à être plus structurées, et donc plus stables dans le temps, que ne le sont dans leur ensemble les communautés subtidales.

Une autre idée souvent défendue, notamment dans le nord-ouest de l'Europe, est la corrélation existante entre dynamique des communautés benthiques et NAO (Kröncke *et al.*, 2011). Si, dans cette étude, la NAO est le seul facteur climatique ayant une corrélation significative avec les différents descripteurs de la macrofaune, ces corrélations sont à relativiser puisque faibles (de l'ordre de 21%). Cette conclusion est renforcée par les résultats issus des tests BioEnv, qui montrent que les évolutions des différents sites, voire des différentes façades, ne sont jamais liées aux mêmes ensembles de variables explicatives, attestant de la particularité de chaque site.

Si ce résultat amène une preuve supplémentaire de la complexité des relations entre biodiversité et environnement, il permet également de justifier l'intérêt de la DCE, dont l'un des objectifs est d'identifier afin de mieux gérer les impacts anthropiques sur les masses d'eau du littoral. Sans que l'on puisse tirer de conclusions hâtives, la plus forte instabilité des communautés benthiques observées en Manche (non expliqués par les paramètres environnementaux sélectionnés) est peut-être majorée par l'effet des activités humaines plus nombreuses dans cette partie de la Manche (Dauvin, 2012). Il est à souhaiter que la pérennisation des séries temporelles en cours permette d'apporter des éléments de réponse aux questions de cette nature.

IV REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Bald J., Borja A., Muxika I., Franco J., Valencia V. 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: a case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin* 50 : 1508–1522.

Bonifacio P. 2015. Etude de l'état actuel et des variations temporelles de la composition de la macrofaune benthique des substrats meubles du Golfe du Lion, Méditerranée Occidentale. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux, 187p.

Borja A., Franco J., Valencia V., Bald J., Muxika 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 (3-4) : 209-218.

Borja A., Muxika I. 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin* 50 : 787–789.

Borja A. 2013. Ecological indices based on macrobenthos: the case of AMBI and M-AMBI in assessing seafloor integrity status, PERSEUS Summer School “The contribution of environmental indices in meeting objectives and principles of Marine Strategy Framework Directive. 3-7 June 2013, Costanta, Romania.

Cardoso P.G., Sousa E., Matos P., Henriques B., Pereira E., Duarte A.C., Pardal M.A. 2013. Impact of mercury contamination on the population dynamics of *Peringia ulvae* (Gastropoda) : implications on metal transfert through the trophic web. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 129: 189-197.

Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18 : 117–143.

Clarke K., Warwick R. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, second ed. PRIMER-E Ltd, Plymouth, 175 p.

Dauvin J.C. 2014. History of benthic research in the English Channel: from general patterns of communities to habitat mosaic description. *Journal of Sea Research*, 14p.

Davoult D., Dewarumez J.M. & Migné A. 1998. Long-term changes (1979-1994) in two coastal benthic communities (English Channel): analysis of structural developments. *Oceanologica Acta* 21 (4) : 609-617.

Dekker R., Beukema J.J. 1999. Relations of summer and winter temperatures with dynamics and growth of two bivalves, *Tellina tenuis* and *Abra tenuis*, on the northern edge of their intertidal distribution. *Journal of Sea Research* 42 : 207-220.

Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal officiel des Communautés européennes*, FR, 22.12.2000, L 327/1.

Dufrêne M., Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67 : 345-366.

Ellingsen K.E. 2001. Biodiversity of a continental shelf soft-sediment macrobenthos community. *Marine Ecology Progress Series* 218 : 1-15.

Folk R.L. 1954. The distinction between grain size and mineral composition sedimentary rock nomenclature. *Journal of Geology* 62 : 344-359.

Fournier J., Bonnot-Courtois C., Paris R., Voldoire O., Le Vot M. 2012. Analyses granulométriques, principes et méthodes. CNRS, Dinard. 99 p.

Foveau A. 2009. Habitats et communautés benthiques du bassin oriental de la Manche : états des lieux au début du XXIème siècle. Thèse de doctorat, Université Lille Nord de France, 307p.

Garcia A., Brun M., Soudant D., Pothier A., Gauthier E., Desroy N. 2015. Valorisation des données issues du contrôle de surveillance du compartiment benthique suivi dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) : campagnes 2007 et 2010 – Elément de qualité biologique « invertébrés benthiques de substrats meubles » - Masses d'eau côtières – Façades Manche et Atlantique. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00273/38404/>

Gallon R.K., Fournier J. 2013. G2Sd : Grain-size Statistics and Description of Sediment, <http://cran.r-project.org/web/packages/G2Sd/index.html> . R package version 2.0.

- Gotelli N. & Colwell R. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4 : 379-391.
- Grémare A., Amouroux J.M. & Vétion G. 1998. Long-term comparison of macrobenthos within the soft bottoms of the bay of Banuyls-sur-mer (northwestern Mediterranean Sea). *Journal of Sea Research* 40 : 281-302.
- Guérin L., Le Mao P., Desroy N. 2007. Contrôle de surveillance benthique de la Directive Carde sur l'Eau (2000/60/CE) – Etat des lieux et propositions – District Seine-Normandie. Rapport Ifremer, 82 p.
- Guérin L., Desroy N. 2008. Protocole d'observation pour le suivi de la macrofaune benthique subtidale et intertidale des sédiments meubles côtiers dans le cadre DCE.
- Guillaumont B., Gauthier E. 2005. Recommandations pour un programme de surveillance adapté aux objectifs de la DCE – Recommandations concernant le benthos marin. Rapport Ifremer, 27p.
- Hily C. 1984. Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. Doctorat d'Etat, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 696 p.
- ISO/FDIS 16665, 2005. Qualité de l'eau — Lignes directrices pour l'échantillonnage quantitatif et le traitement d'échantillons de la macrofaune marine des fonds meubles.
- Kröncke I., Reiss H., Eggleton J., Aldridge J., Bergman M., Cochrane S., Craeymeersch J., Degrae S., Desroy N., Dewarumez J.M., Duineveld G., Essink K., Hillewaert H., Lavaleye M., Moll A., Nehring S., Newell R., Oug E., Pohlmann T., Rachor E., Robertson M., Rumohr H., Schratzberger M., Smith R., Vanden Berghe E., van Dalmsen J., van Hoey G., Willems W. & Rees H. 2011. Changes in North Sea macrofauna communities and species distribution between 1986 and 2000. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94 (1) : 1-15.
- Lillebø A.I., Pardal M.Â., Marques J.C. 1999. Population structure, dynamics and production of *Hydrobia ulvae* (Pennant) (Mollusca : Prosobranchia) along an eutrophication gradient in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecologica* 20 : 289-304.
- Muxika I., Borja Á., 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.
- Muxika I., Ibaibarriaga L., Sáiz J.I. & Borja Á. 2007. Minimal sampling requirements for a precise assessment of soft-bottom macrobenthic communities, using AMBI. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 349 : 323-333.
- Posey M., Lindberg W., Alphin T. & Vose F. 1996. Influence of storm disturbance on an offshore benthic community. *Bulletin of Marine Science*. 59 (3) : 523-529.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [En ligne] URL: <http://www.R-project.org/>.
- Rhoads D. & Boyer L. 1982. The effects of marine benthos on physical properties of sediments. *In* : McCall, Peter (Ed.). *Animal-sediment relations*. Springer Science+Business Media LLC, New York, Philadelphia. pp. 3-52.
- Somerfield P.J., Burton M. & Sanderson W.G. 2014. Analyses of sublittoral macrobenthic community change in a marine nature reserve using similarity profiles (SIMPROF). *Marine Environmental Research* 102 : 51-58.
- Törnroos A., Nordström M.C., Aarnio K., Bonsdorff E. 2015. Environmental context and trophic trait plasticity in a key species, the tellinid clam *Macoma balthica* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 472 : 32-40.
- Ware S., Bolam S.G., Rees H.L. 2010. Impact and recovery associated with the deposition of capital dredgings at UK disposal sites: lessons for future licensing and monitoring. *Marine Pollution Bulletin* 60 : 79-90.
- Yachi S. & Loreau M. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96 (4) : 1463-1468.

V. OPERATIONS PROGRAMMEES EN 2015 ET 2016

2015 a vu la mise en place d'un nouveau protocole (celui de Garcia *et al*, 2014) pour le suivi des macroinvertébrés de substrat meuble. Les stations ne sont plus échantillonnées en 5 réplicats faunistiques + 1 réplicat granulométrique, comme ce fut le cas jusqu'à présent, mais divisées en 3 sous-stations échantillonnées en 3 réplicats faunistiques + 1 réplicat granulométrique. Le protocole DCE est donc devenu similaire à celui de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM), ce qui permettra à terme la fusion des deux Directives. Ce nouveau protocole permet également d'évaluer de manière plus précise l'hétérogénéité communautaire interne à chaque site.

En **2015**, les actions menées ont été les suivantes :

- Le suivi **stationnel des macroinvertébrés** de substrats meubles des 16 sites d'appui de la façade (14 en **masses d'eau côtières**, 2 en **masses d'eau de transition**).
- Le suivi stationnel des **macroalgues subtidales de substrats durs** dans les **masses d'eau côtières** ; douze stations ont ainsi été échantillonnées.
- Le suivi **surfaccique des algues opportunistes** : 3 survols ont été effectués et un RCO a été mis en place.
- Le suivi **surfaccique et stationnel des herbiers à angiospermes marins** :
 - Herbiers à Zostères marines :
 - Stationnel : Un total de 5 herbiers a été échantillonné. Les 3 herbiers déjà suivi depuis 2007 puis 2 nouvelles stations sur l'Archipel de Chausey. L'herbier de l'Anse de Saint Martin n'a pas été localisé.
 - Surfaccique : l'Archipel de Chausey a fait l'objet d'un survol pour déterminer de façon précise la surface de l'herbier. Le contour des herbiers de Gouville et Bréhal a été fait au GPS à main.
 - Herbiers à Zostères naines :
 - Stationnel : 2 herbiers à *Zostera noltei* seront observés selon le protocole de Auby (2012).
 - Surfaccique : l'estimation des surfaces a été réalisé en 2013.

Pour l'année **2016**, le volet benthique comprendra les éléments de qualité suivants :

- Le suivi **stationnel des macroalgues subtidales de substrats durs** dans les masses d'eau côtières : un total de 12 stations sera échantillonné.
- Le suivi **stationnel des macroalgues intertidales de substrats durs** dans les masses d'eau côtières : un total de 5 stations sera échantillonné deux fois en 2016 (printemps et automne)
- Le suivi **stationnel des herbiers à *Zostera marina* et des herbiers à *Zostera noltei*** : Un total de 7 herbiers sera échantillonné. 5 herbiers de Zostères marines et 2 herbiers de Zostères naines.
- Le suivi **surfaccique des algues opportunistes** : 3 survols seront effectués et un RCO sera mis en place.
- Le suivi **stationnel des macroinvertébrés de substrats meubles** de 9 stations de masses d'eau côtières, ainsi que des 16 sites d'appui (MEC+MET) sera échantillonné selon le protocole de Garcia *et al*. (2014).
- Le suivi de la faune associée du **maërl** qui, bien que n'étant pas retenus pour l'évaluation de la qualité écologique des masses d'eau, fait néanmoins l'objet d'un suivi particulier.

VI ANNEXE I : COORDONNEES ET DATES DES PRELEVEMENTS

Libellé du Lieu	Code Masse d'eau	Date de prélèvement	Latitude (N, WGS84)	Longitude (E, WGS84)
BL1 - Banc d'Amfard IM	HT03M	24/11/2014	49,4391716	0,2131698
P3 - Ratier Sud IM		07/10/2014	49,4156737	0,1728363
R83 - Pont de Normandie IM		09/10/2014	49,439995	0,266385
R96 - Pont de Normandie nord est IM		12/09/2014	49,4368398	0,2791722
BO17 - Merville - Baie de Sallenelles IM	HT04	06/10/2014	49,2710067	-0,2256497
BO2 - Ouistreham IM			49,2860067	-0,242983
BO7- Ouistreham - Baie de Sallenelles IM			49,2708358	-0,2256549
BO8 - Merville IM			49,2818392	-0,2298171
MI15 - Bouille IM	HT05M	11/09/2014	48,6535809	-1,4141107
MI19 - Gue de l'épine IM		23/09/2014	48,64828	-1,3964537
PI11 - Grouin du Sud IM		11/09/2014	48,6554158	-1,4517729
PI2 - Tombelaine Est IM		10/09/2014	48,6518176	-1,5048492
BV01 - Les Veys - Grouin Ouest IM	HT06M	09/10/2014	49,3573475	-1,1278211
BV02 - Les Veys - Grouin Nord Ouest IM			49,3610147	-1,1288122
BV03 - Les Veys - Banc de la Ravine IM			49,3675074	-1,1259876
BV04 - Les Veys - Passe d'Isigny IM			49,3718398	-1,1219838
SIMF09 - Brevands IM	HC01	17/04/2014	49,3715105	-1,1349743
SIMF01 - Chausey IM		28/04/2014	48,8811785	-1,8281483
SIMF01bis - Chausey IM			48,8760333	-1,8388333
SIMF03 - Saint-Jean IM	HC02	02/04/2014	48,7125168	-1,5521453
SIMF06 - Armanville IM	HC03	03/04/2014	49,185683	-1,6078132
SIMF08 - Madeleine IM	HC10	17/04/2014	49,4185095	-1,1753173
SIMF10 - Courseulles IM			HC13	49,339478
DCE5 - Les Ratelets ouest SM	HT03M	17/09/2014	49,4320061	0,0661769
DCE8 - Banc de Trouville ouest SM			49,4086737	0,0770025
DCE15 - Banc du Ratier est – face Pennedepie SM			49,4328369	0,1603446
DCE17 - Honfleur - face Zone portuaire SM			49,4308394	0,2438398
SSMF11 - Villerville SM		15/04/2014	49,4195	0,044333
SIMF01 - Chausey IM	HC01	29/04/2014	48,8811785	-1,8281483
SSMF03 - Pirou SM	HC03	30/04/2014	49,1610132	-1,6499857
SSMF04 - Dielette SM	HC04	14/04/2014	49,5769013	-1,8538551
SSMF05 - Cherbourg SM			HC06M	49,6701714
SSMF06 - Cap Levy SM		17/04/2014	49,6788162	-1,5049025
SSMF10 - Villers-sur-Mer SM	HC15	15/04/2014	49,335026	-0,022612
SSMF13 - Heuqueville SM	HC16M	16/04/2014	49,6166562	0,1166643
SSMF14 - Dieppe SM	HC18		49,9355078	1,0593474