

IFREMER, Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes
Unité Littoral
Laboratoire Environnement Ressources Bretagne Nord
Station de Dinard

Coordination : Aurélie Foveau (Ifremer), Nicolas Desroy (Ifremer)
Rédaction : Aurélie Foveau (Ifremer), Sébastien Aubin (MNHN Dinard), Alexandrine Baffreau (GEMEL-Normandie), Aurélie Garcia (GEMEL-Normandie), Lise Latry (MNHN Dinard), Emeline Poisson (CSLN), Olivier Timsit (GEMEL-N)
Date : Janvier 2019

CONTROLE DE SURVEILLANCE BENTHIQUE DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU (2000/60/CE). VOLUME I : MACROINVERTEBRES BENTHIQUES DE SUBSTRATS MEUBLES, ANNEE 2017

District Seine-Normandie

Fiche documentaire

Titre du rapport : Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Volume I : Macroinvertébrés benthiques de substrats meubles, Année 2017. District Seine-Normandie

Référence interne : ODE/LITTORAL/LERBN-23-007

Date de publication : 2019/01/28

Diffusion :

libre (internet)

restreinte (intranet) - date de levée d'embargo : AAA/MM/JJ

interdite (confidentielle) - date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ

Version : 1.0.0

Référence de l'illustration de couverture

Crédit photo/titre/date

Langue(s) :

Français

Résumé/ Abstract : Ce rapport présente les résultats des opérations menées lors de l'année 2017 (contrôle de surveillance des invertébrés benthiques) sur l'ensemble des masses d'eau côtières, de transition et des sites d'appui rattachées au district Seine-Normandie.

This report presents results of the monitoring actions in 2017 (on benthic invertebrates communities) in the water bodies of the Seine-Normandie water district.

Mots-clés/ Key words : Directive Cadre Eau, Benthos, Réseau de surveillance, Manche European Water Framework Directive, Benthos, Monitoring Network, English Channel

Comment citer ce document :

Foveau Aurélie, Aubin Sébastien, Baffreau Alexandrine, Garcia Aurélie, Latry Lise, Poisson Emeline, Timsit Olivier (2019). **Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Volume I : Macroinvertébrés benthiques de substrats meubles, Année 2017. District Seine-Normandie.** ODE/LITTORAL/LERBN-23-007.

Disponibilité des données de la recherche :

DOI :

Commanditaire du rapport : Agence de l'Eau Seine-Normandie	
Nom / référence du contrat :	
<input type="checkbox"/> Rapport intermédiaire (réf. bibliographique : XXX) <input checked="" type="checkbox"/> Rapport définitif (réf. interne du rapport intermédiaire : ODE/LITTORAL/LERBN-23-007/96625)	
Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) :	
Appui à politique publique, DCE-Benthos	
Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service, laboratoire
Aurélié Foveau / aurelie.foveau@ifremer.fr	Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN
Sébastien Aubin / sebastien.aubin@mnhn.fr	MNHN, Station de Dinard
Alexandrine Baffreau / alexandrine.baffreau@gemel-normandie.org	GEMEL-Normandie
Aurélié Garcia / aurelie.garcia@gemel-normandie.org	GEMEL-Normandie
Lise Latry / lise.latry@mnhn.fr	MNHN, Station de Dinard
Emeline Poisson / emeline.poisson@csln.fr	Cellule du Suivi du Littoral Normand
Olivier Timsit / olivier.timsit@gemel-normandie.org	GEMEL-Normandie
Encadrement(s) :	
Destinataire : Yann Joncourt, Agence de l'Eau Seine-Normandie	
Validé par : Nicolas Desroy / Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN	

Sommaire

Contenu

1. Rappel du contexte et des obligations imposées par la directive européenne cadre sur l'eau	6
1.1. Rappel des attendus relatifs aux éléments de qualité biologique du benthos marin pour la DCE (Guillaumont & Gauthier, 2005)	6
1.2. Rappel des caractéristiques des masses d'eau du district côtier Seine-Normandie...	7
1.3. Partenaires de la mise en œuvre de la surveillance du compartiment benthique en Seine-Normandie	7
2. Suivi stationnel des macro-invertébrés benthiques.....	9
2.1. Objectifs de l'étude.....	9
2.2. Stratégie générale	9
2.2.1. Prélèvements et analyses biologiques.....	10
2.2.2. Prélèvements et analyses sédimentaires	12
2.2.3. Traitement des données	12
2.3. Qualification biologique des masses d'eau côtières	15
2.3.1. Conditions d'utilisation du M-AMBI	17
2.3.2. Traitement de la base de données	18
3. Résultats	18
3.1. Masses d'eau côtières en domaine intertidal	19
3.1.1. Caractéristiques sédimentaires	19
3.1.2. Caractéristiques faunistiques	21
3.2. Masses d'eau côtières en domaine subtidal.....	25
3.2.1. Caractéristiques sédimentaires	25
3.2.2. Caractéristiques faunistiques	27
3.3. Masses d'eau de transition en domaine intertidal.....	32
3.3.1. Caractéristiques sédimentaires	32
3.3.2. Caractéristiques faunistiques	34
3.4. Masses d'eau de transition en domaine subtidal.....	39
3.4.1. Caractéristiques sédimentaires	39
3.4.2. Caractéristiques faunistiques	41
4. Synthèse 2017 des indices benthiques.....	47
5. Opérations programmées en 2018 et 2019	49
6. Références bibliographiques.....	50

1. Rappel du contexte et des obligations imposées par la directive européenne cadre sur l'eau

1.1. Rappel des attendus relatifs aux éléments de qualité biologique du benthos marin pour la DCE (Guillaumont & Gauthier, 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 (MEC) et de Transition (MET) avec comme objectif l'atteinte du bon état en 2027. 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 (ME). Ces ME ont été définies en fonction de leurs caractéristiques physiques ainsi que des pressions qui s'y exercent.

Sur ces ME, 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 2027, 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, les éléments les plus sensibles sont retenus « (...) 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).

1.2. Rappel des caractéristiques des masses d'eau du district côtier 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).

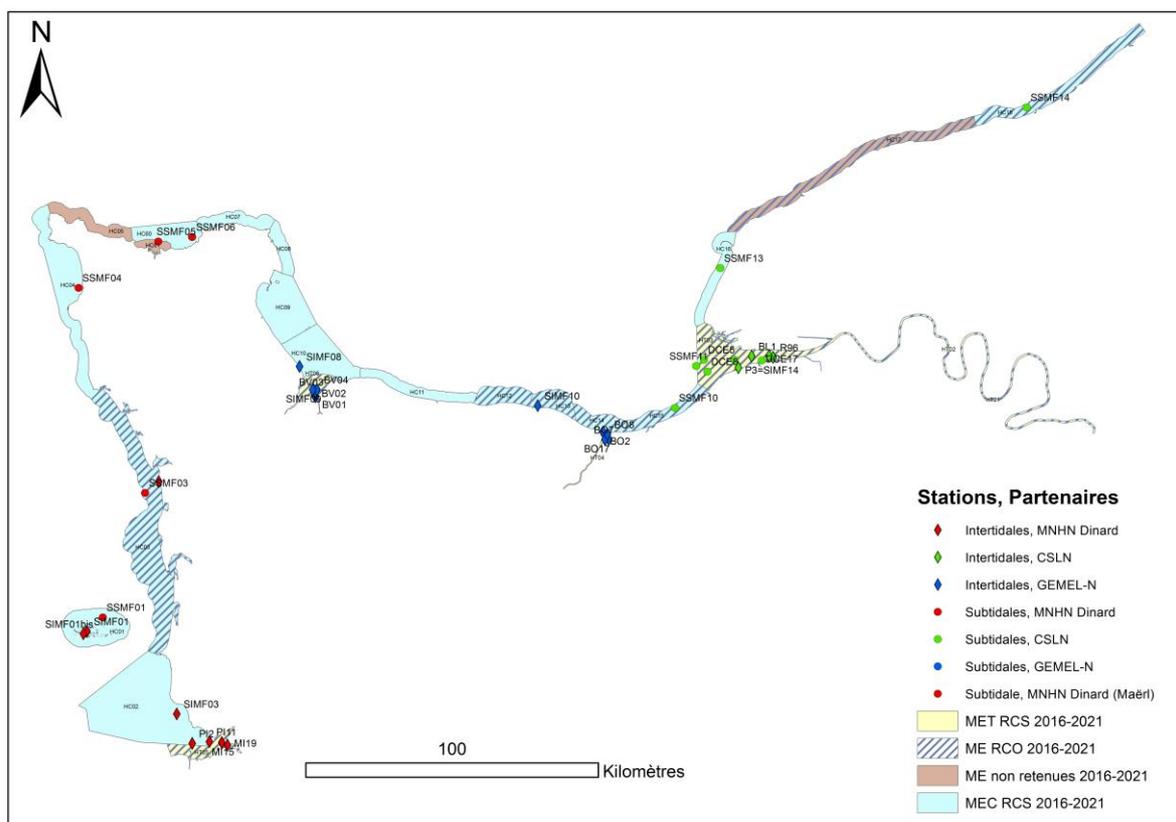


Figure 1 : Localisation des sites d'échantillonnage lors du suivi 2017 et partenaires impliqués.

1.3. 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 pour l'année 2017, trois partenaires ont été sollicités pour le suivi de l'élément de qualité « Invertébrés benthiques de substrats meubles » (Tableau 1). 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 l'élément de qualité « Invertébrés benthiques de substrats meubles » en Seine-Normandie. IM : Intertidal Meuble, SM : Subtidal Meuble, CS : Contrôle de Surveillance, SA : Site d'Appui

Partenaires	Sites	Masse d'eau	Substrat	Statut
Muséum National d'Histoire Naturelle de	SIMF01 - Chausey IM	HC01	IM	SA
	SIMF01bis - Chausey IM	HC01	IM	SA
	SIMF03 - Saint-Jean IM	HC02	IM	SA

Dinard	SIMF06 - Armanville IM	HC03	IM	SA
	MI15 - Bouille IM	HT05M	IM	CS
	MI19 - Gué de l'épine IM	HT05M	IM	CS
	PI11 - Grouin du Sud IM	HT05M	IM	CS
	PI2 - Tombelaine Est IM	HT05M	IM	CS
	SSMF01 - Chausey SM	HC01	SM	SA
	SSMF03 - Pirou SM	HC03	SM	SA
	SSMF04 - Diélette SM	HC04	SM	SA
	SSMF05 - Cherbourg SM	HC61	SM	SA
	SSMF06 - Cap Lévy SM	HC60	SM	SA
CSLN	BL1 - Banc d'Amfard IM	HT03M	IM	CS
	R96 - Pont de Normandie nord est IM	HT03M	IM	CS
	SIMF14 - Pennedepie IM (P3)	HT03M	IM	CS
	SIMF15 - Pont de Normandie IM (R83)	HT03M	IM	CS
	DCE15 - Banc du Ratier est - face Pennedepie SM	HT03M	SM	CS
	DCE17 - Honfleur - face Zone portuaire SM	HT03M	SM	CS
	DCE5 - Les Ratelets ouest SM	HT03M	SM	CS
	DCE8 - Banc de Trouville ouest SM	HT03M	SM	CS
	SSMF10 - Villers-sur-Mer SM	HC15	SM	SA
	SSMF11 - Villerville SM	HT03M	SM	SA
	SSMF13 - Heuqueville SM	HC16M	SM	SA
	SSMF14 - Dieppe SM	HC18	SM	SA
	SIMF08 - Madeleine IM	HC10	IM	SA
	SIMF10 - Courseulles IM	HC13	IM	SA
	SIMF09 - Brévands IM	HT06M	IM	SA
GEMEL-N	BO17 - Merville - Baie de Sallenelles IM	HT04	IM	CS
	BO2 - Ouistreham IM	HT04	IM	CS
	BO7 - Ouistreham - Baie de Sallenelles IM	HT04	IM	CS
	BO8 - Merville IM	HT04	IM	CS
	BV01 - Les Veys - Grouin Ouest IM	HT06M	IM	CS
	BV02 - Les Veys - Grouin Nord Ouest IM	HT06M	IM	CS
	BV03 - Les Veys - Banc de la Ravine IM	HT06M	IM	CS
	BV04 - Les Veys - Passe d'Isigny IM	HT06M	IM	CS

2. Suivi stationnel des macro-invertébrés benthiques

2.1. Objectifs de l'étude

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 défini 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 (Goyot *et al.*, 2016) 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.

2.2. Stratégie générale

Dans le cadre du contrôle de surveillance conduit sur l'année 2017 (plan de gestion 2016-2021), les sites ont été pris en charge par différents partenaires en fonction de leur localisation géographique (Figure 1) : la station marine de Dinard (MNHN), la Cellule de Suivi du Littoral Normand (CSLN) et le Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux-Normandie (GEMEL-N).

Dans un souci de calibration des méthodes d'acquisition et de qualité de la donnée, le protocole en vigueur depuis 2015 pour l'étude des macro-invertébrés benthiques de substrats meubles est celui défini par Garcia *et al.* (2014).

2.2.1. Prélèvements et analyses biologiques

La macrofaune benthique subtidale a été échantillonnée à l'aide d'une benne Van Veen (échantillonnant sur une surface unitaire de 0,1m²) à raison de neuf répliquats (trois prélèvements sur chacun des trois passages pour un même site, Figure 2).

En domaine intertidal, les prélèvements ont été effectués à l'aide d'un carottier à main (0,029 m²), à raison de neuf répliquats (trois prélèvements sur chacun des trois passages pour un même site, Figure 2). Le nombre de répliquats et les dates de prélèvement sont résumés dans le Tableau 2.

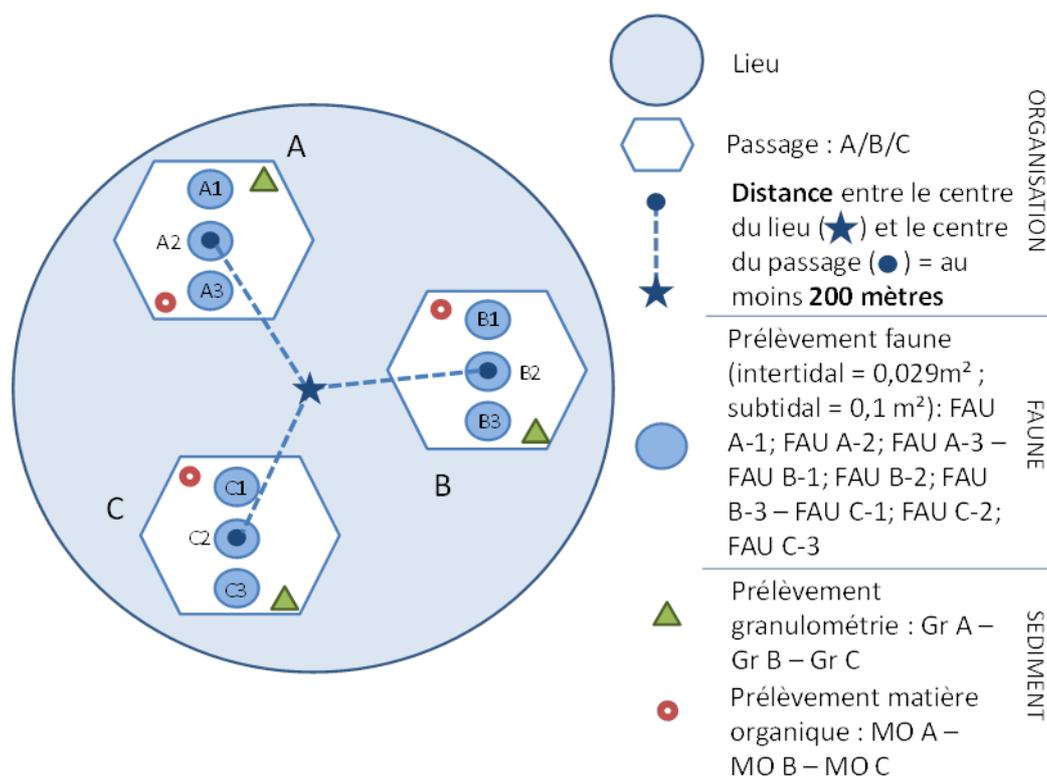


Figure 2 : Organisation des prélèvements dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macroinvertébrés benthiques de substrats meubles de la DCE (Garcia *et al.*, 2014).

Tableau 2 : RESUME - Prélèvements dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macroinvertébrés benthiques de substrats meubles de la DCE (faune).

Substrat	Engin d'échantillonnage	Nombre de prélèvements	Sites	Masse d'eau	Date			
IM	Carottier à main (0,029 m ²)	9 (3 x 3)	SIMF01 - Chausey IM	HC01	26/04/17			
			SIMF01bis - Chausey IM	HC01	27/04/17			
			SIMF03 - Saint-Jean IM	HC02	14/03/17			
			SIMF06 - Armanville IM	HC03				
			MI15 - Bouille IM	HT05M	21/09/17			
			MI19 - Gué de l'épine IM	HT05M				
			PI11 - Grouin du Sud IM	HT05M	20/09/17			
			PI2 - Tombelaine Est IM	HT05M				
			SIMF08 - Madeleine IM	HC10	27/03/17			
			SIMF09 - Brévands IM	HT06M				
			SIMF10 - Courseulles IM	HC13	28/03/17			
			BO17 - Merville - Baie de Sallenelles IM	HT04	06/09/17			
			BO2 - Ouistreham IM	HT04	19/09/17			
			BO7 - Ouistreham - Baie de Sallenelles IM	HT04	18/09/17			
			BO8 - Merville IM	HT04	19/09/17			
			BV01 - Les Veys - Grouin Ouest IM	HT06M	20/09/17			
			BV02 - Les Veys - Grouin Nord Ouest IM	HT06M				
			BV03 - Les Veys - Banc de la Ravine IM	HT06M				
			BV04 - Les Veys - Passe d'Isigny IM	HT06M				
			BL1 - Banc d'Amfard IM	HT03M	18/10/17			
			R96 - Pont de Normandie nord est IM	HT03M	04/10/17			
			SIMF14 - Pennedepie IM (P3)	HT03M	05/10/17			
			SIMF15 - Pont de Normandie IM (R83)	HT03M	06/10/17			
			SM	Benne Van Veen (0,1 m ²)	9 (3 x 3)	SSMF01 - Chausey SM	HC01	16/03/17
						SSMF03 - Pirou SM	HC03	16/03/17
						SSMF04 - Diélette SM	HC04	14/06/17
						SSMF05 - Cherbourg SM	HC61	09/06/17
SSMF06 - Cap Lévy SM	HC60	14/06/17						
DCE15 - Banc du Ratier est - face Pennedepie SM	HT03M	27/09/17						
DCE17 - Honfleur - face Zone portuaire SM	HT03M							
DCE5 - Les Ratelets ouest SM	HT03M							
DCE8 - Banc de Trouville ouest SM	HT03M	14/06/17						
SSMF10 - Villers-sur-Mer SM	HC15							
SSMF11 - Villerville SM	HT03M							
SSMF13 - Heuqueville SM	HC16M							
SSMF14 - Dieppe SM	HC18							

Les prélèvements ont été tamisés sur une maille de 1 mm (ronde pour le domaine subtidale ou carrée pour le domaine intertidal), puis les refus ont été fixés et conservés dans une solution de formaldéhyde (de 4 à 10%). Les organismes ont ensuite été déterminés et dénombrés spécifiquement. Certains groupes peuvent faire exception (Bryozoa, Chaetognatha, Copepoda, Ctenophora, Echiura, Hemichordata, Hydrozoa, Insecta, Nemertea, Nematoda, Oligochaeta, Ostracoda, Phoronida, Platyhelminthes, Pogonophora, Priapulida). Les noms d'espèces déterminées ont été actualisés selon le référentiel officiel international : World Register of Marine Species (WoRMS ; adossement réalisé le 27/11/2018).

2.2.2. Prélèvements et analyses sédimentaires

Un prélèvement supplémentaire de sédiment a été effectué au sein de chaque site 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 est 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.

Un second prélèvement de sédiment a également été réalisé dans chaque site selon le même procédé pour quantifier la teneur totale en matière organique. 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 sur la fraction totale 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.

2.2.3. Traitement des données

Analyses sédimentaires

Les indices et paramètres granulométriques permettant de caractériser le sédiment ont été calculés grâce au package G2Sd développé par Fournier *et al.* (2014). Ont ainsi été déterminés :

- la texture du sédiment et les histogrammes de distributions des fréquences de classes granulométriques (classification de Blott & Pye, 2001 ; Tableau 3). 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 (<63µm), les cinq classes de sable telles que définies dans le programme GRADISTAT, et la fraction supérieure à 2mm, appelée plus loin « graviers » ;
- la médiane ou D50 (paramètre de position), qui donne une estimation de la taille moyenne des grains ;
- l'indice de Trask (ou Sorting-Index) So , paramètre de dispersion, où Q_{25} et Q_{75} sont les quartiles (Équation 1).

Équation 1 : indice de Trask So

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

Tableau 3 : comparaison des classifications de Blott & Pye (GRADISTAT program, 2001), Udden (1914), Wentworth (1922) et Friedman & Sanders (1978).

Grain size		Descriptive terminology		
phi	mm/μm	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			
			Very coarse pebbles	Very coarse
-5	32	Pebbles	Coarse pebbles	Coarse
-4	16		Medium pebbles	Medium
-3	8		Fine pebbles	Fine
-2	4		Granules	Very fine pebbles
-1	2		Very coarse sand	Very coarse
0	1		Coarse sand	Coarse
1	500 μm		Medium sand	Medium
2	250		Fine sand	Fine
3	125		Very fine sand	Very fine
4	63			
			Very coarse silt	Very coarse
5	31	Silt	Coarse silt	Coarse
6	16		Medium silt	Medium
7	8		Fine silt	Fine
8	4		Very fine silt	Very fine
9	2	Clay	Clay	Clay

Le sédiment est homogène pour un indice de 1. Le Tableau 4 issu de Fournier et al. (2012) récapitule les classements.

Tableau 4 : Classement du sédiment en fonction de l'indice de Trask (So) (Fournier et al., 2012).

So	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

Grâce à la mise en place, depuis 2007, du réseau de sites d'appui, il est maintenant possible de commencer à analyser de manière plus pertinente l'évolution temporelle de la composition des communautés benthiques.

Les communautés faunistiques ont été caractérisées par des indices de diversité communément utilisés par la communauté scientifique :

- *La richesse taxonomique (S)* correspond au nombre de taxa présents dans une communauté
- *L'abondance (N)* correspond au nombre d'individus présent dans 0,1m².
- *L'indice de Pielou (J')* est compris entre 0 et 1 et correspond à une mesure de la répartition des espèces au sein d'une communauté donnée. Si la valeur est 0, la communauté est dominée par une seule espèce et si la valeur est 1, les espèces sont présentes dans les mêmes proportions.

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. Lorsque nécessaire, la matrice des abondances a donc été transformée par la fonction racine carrée pour réduire l'importance des espèces très abondantes et donner d'avantage de poids aux espèces moins représentées, tout en conservant l'ordre de dominance entre les espèces communes (Thorne *et al.*, 1999).

Dans un premier temps, une analyse d'ordination par Positionnement Multidimensionnel non Métrique (n-MDS) des sites a permis de visualiser leur répartition au travers de l'étagement (intertidal et subtidal) et du type de masse d'eau (côtier et de transition). Cette analyse est basée sur une matrice de distance de Bray-Curtis réalisée à partir des abondances moyennes des espèces rapportées à 0,1 m².

Une analyse MDS a permis de traduire dans un plan en deux dimensions les données de la matrice de distance entre les communautés benthiques des différents sites étudiés. De façon générale, plus les sites sont proches sur le graphique, plus les communautés sont similaires. Dans le cas d'une analyse n-MDS, le but est de représenter les distances entre les objets, en respectant l'ordre entre les proximités plutôt que leurs valeurs exactes.

Le regroupement des sites, représenté par la n-MDS au travers des différents facteurs, a été évalué au moyen d'une analyse de variance multivariée par permutation (PermAnova ; Anderson, 2005). Cette analyse permet de vérifier s'il existe une réelle différence entre ces facteurs. Cette méthode statistique non paramétrique est basée sur des permutations, elle s'absout donc des conditions d'applications normalement requises en statistique paramétrique comme par exemple la normalité des résidus (Anderson et Legendre, 1999). En fonction des résultats de la PermAnova, les modalités des facteurs significatifs seront traitées séparément.

Au sein de chaque facteur significatif, une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) utilisant une matrice de similarité (1-D_{BC}, D_{BC} : dissimilarité de Bray-Curtis) a permis de définir des groupes en utilisant un seuil de similarité arbitraire de 20%. La CAH consiste à regrouper les passages (année_site) les plus proches sous forme d'un dendrogramme, dont la longueur des branches représente la distance moyenne entre les passages et groupes de passages, c'est-à-dire leur pourcentage de similarité. La pertinence de la différenciation des groupes a été évaluée à l'aide d'une PermAnova.

Les variations de richesses spécifiques moyennes et d'abondances moyennes ont été testées entre les différents groupes par une analyse de variance (ANOVA) suivie d'un test post-hoc de Tukey discriminant les groupes entre eux. Le test de Tukey consiste à comparer chaque paire de moyennes comme si ces deux moyennes pouvaient être la plus grande et la plus petite dans l'ensemble des *n* moyennes à comparer.

Pour chaque groupe, les espèces caractéristiques intra-groupes ont été déterminées grâce à la méthode IndVal. Cet indice créé par Dufrêne et Legendre (1997) a pour objectif de caractériser des groupes par un assemblage d'espèces. Il se base sur la spécificité (A) qui correspond à l'abondance d'une espèce (*j*) dans un groupe (*k*) plutôt qu'un autre et la fidélité (B) qui correspond à l'occurrence d'une espèce (*j*) dans un groupe (*k*) plutôt qu'un autre (Équation 2).

Équation 2 : Méthode IndVal - Dufrêne & Legendre (1997)

$$IndVal_{(groupe\ k, espèce\ j)} = 100 \times A_{kj} \times B_{kj}$$

Enfin, la contribution des espèces à la dissimilarité inter-groupe a été évaluée à l'aide de la routine SIMPER (SIMilarity PERcentage ; Clarke, 1993). Pour différencier les groupes, la méthode SIMPER calcule la dissimilarité de Bray-Curtis moyenne entre tous les groupes (c'est-à-dire tous les sites appartenant au groupe 1 versus tous les sites appartenant au groupe 2). Comme la dissimilarité de Bray-Curtis intègre la contribution de chaque élément (par exemple, chaque espèce), la dissimilarité moyenne entre les sites d'un groupe et les sites d'un autre groupe peut être exprimée comme la contribution moyenne de chaque espèce.

2.3. Qualification biologique des masses d'eau côtières

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.*, 2000; Muxika *et al.*, 2007) repose :

- sur la reconnaissance dans la communauté de cinq groupes écologiques de polluo-sensibilités, comme proposé par Hily (1984) (Tableau 5). 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 (Équation 3) :

Équation 3 : AZTI Marine Biotic Index - AMBI

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

Tableau 5 : 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 dépositivores tubicoles de sub-surface
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	- dépositivores 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	dépositivores de sub-surface
V	Opportunistes de premier ordre	- prolifèrent dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface	dépositivores

- 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', Équation 4)

Équation 4 : Indice de Shannon-Weaver

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

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 3). 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.

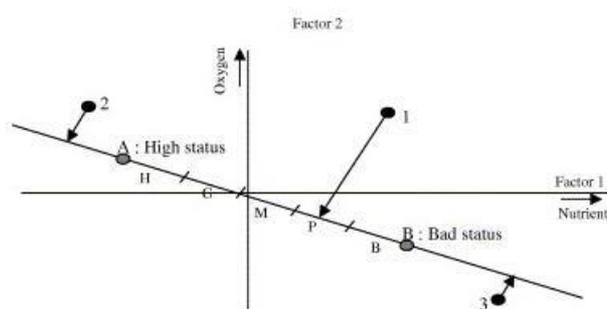


Figure 3 : Définition du statut des stations échantillonnées par projection sur l'axe factoriel défini par les conditions de référence (d'après Bald et al., 2005).

En Seine-Normandie, 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 6).

Tableau 6 : 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 subtidaux	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

2.3.1. 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 sites est recommandé pour optimiser la robustesse du M-AMBI.

2.3.2. Traitement de la base de données

D'après Borja et 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 et par la suite, une augmentation des valeurs de AMBI, entraînant à une mauvaise classification.

L'analyse structurale des communautés est là pour minimiser ce type de confusion mais afin que l'indice soit le plus réaliste possible, la base de données a subi quelques aménagements. Ainsi les taxa qui n'appartiennent pas aux invertébrés benthiques de substrats meubles des eaux côtières ont été exclus de la base. La norme ISO/FDIS 16665 : 2005 (F) et le protocole de Guérin et Desroy (2008), préconisent d'identifier jusqu'au niveau spécifique les organismes prélevés, en tenant compte du fait que 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.

3. Résultats

La composition et la structure des communautés benthiques sont conditionnées par de nombreux facteurs environnementaux. Parmi ces facteurs, la nature du substrat (roche, cailloutis et graviers, sables, vases, etc.), le mode d'exposition à la houle et aux courants (côte battue, abritée, etc.), la profondeur, les apports d'eau douce par les rivières sont prépondérants. Le domaine intertidal est soumis à des pressions et des variations des conditions environnementales (dessiccation, température, éclaircissement) plus marquées que le domaine subtidal. Les zones de transition influencées par les apports d'eau douce des fleuves et rivières connaissent également de fortes variations (salinité, turbidité, enrichissement en éléments nutritifs...).

Au vu de ces différences, et comme cela l'est confirmé par une analyse de variance par permutation (PermAnova : p-value <0.001), les données ont été traitées selon la combinaison du domaine (intertidal ou subtidal) couplé au type de masse d'eau (côtières ou de transition ; voir la Figure 4).

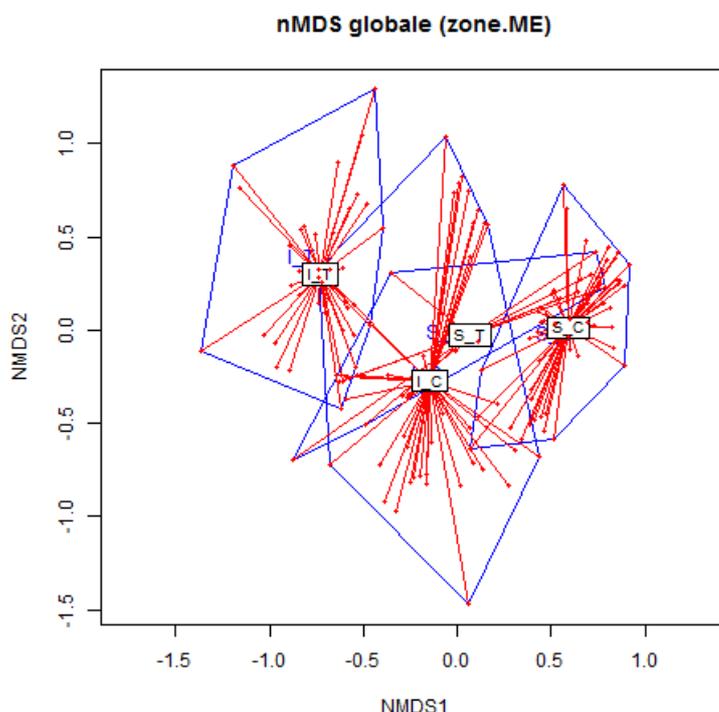


Figure 4 : Multi-Dimensional Scaling (n-MDS) de l'ensemble des sites suivis en Seine-Normandie entre 2012 et 2017. Avec S_C : Subtidal Côtier, S_T : Subtidal de Transition, I_C : Intertidal Côtier et I_T : Intertidal de Transition.

Dans cette partie, seuls les résultats synthétiques sont présentés. Les données brutes sont disponibles dans la base de données Quadrigé².

Sur l'ensemble des 48 sites suivis entre 2012 et 2017, 274159 individus appartenant à 945 taxa ont été identifiés : 418 annélides polychètes, 295 arthropodes, 138 mollusques, 19 échinodermes, 75 autres (anthozoaires, bryozoaires, hydrozoaires, insectes, oligochètes, némerthes, siphoncles...).

3.1. Masses d'eau côtières en domaine intertidal

3.1.1. Caractéristiques sédimentaires

A l'exception des sites de Chausey (SIMF01 et SIMF01bis) et de la Baie du Mont Saint-Michel (SIMF03), l'ensemble des paramètres granulométriques est stable au sein des sites côtiers intertidaux pour la période 2012-2017. Selon la classification de Blott & Pye (2001), ces sédiments sont caractérisés par des sables plus ou moins envasés (Figure 5) homogènes (indice de Trask inférieur à 2,75 ; Figure 6B).

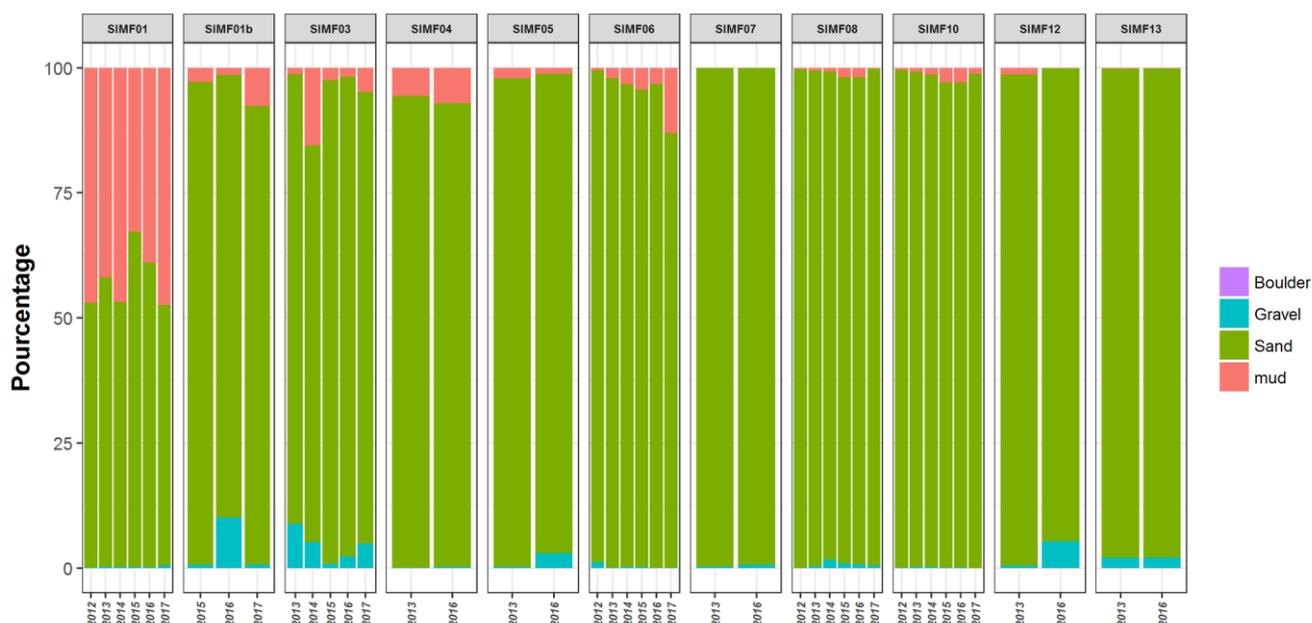


Figure 5 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites côtiers en domaine intertidal pour la période 2012-2017.

Le site de Chausey (SIMF01) présente le pourcentage en particules fine (<63 µm) le plus élevé des sites côtiers intertidaux (Figure 5). Cette teneur en particule fines semble s'être stabilisée suite à un envasement entre 2009 et 2010. En 2017, la valeur moyenne de la médiane granulométrique de ce site atteint une valeur de 69 µm (Figure 6A). Au regard de l'indice de Trask, le sédiment de ce site est considéré comme « très mal classé » pour la période 2012-2017 (Figure 6B). En effet, il est principalement composé de vase et de débris coquilliers (en particulier de coquilles de gastéropodes pouvant faire fortement varier la teneur en particules grossières). Ce sédiment possède également la teneur en matière organique moyenne la plus élevée pour la période 2012-2017 ($3,54 \pm 0,91$ %, Figure 7). Les sites SIMF01b, SIMF03, SIMF07 et SIMF13 présentent les médianes granulométriques moyennes les plus élevées sur la période 2012-2017. Pour le site SIMF03, elle est également la plus variable et en augmentation depuis 2014 (Figure 6A).

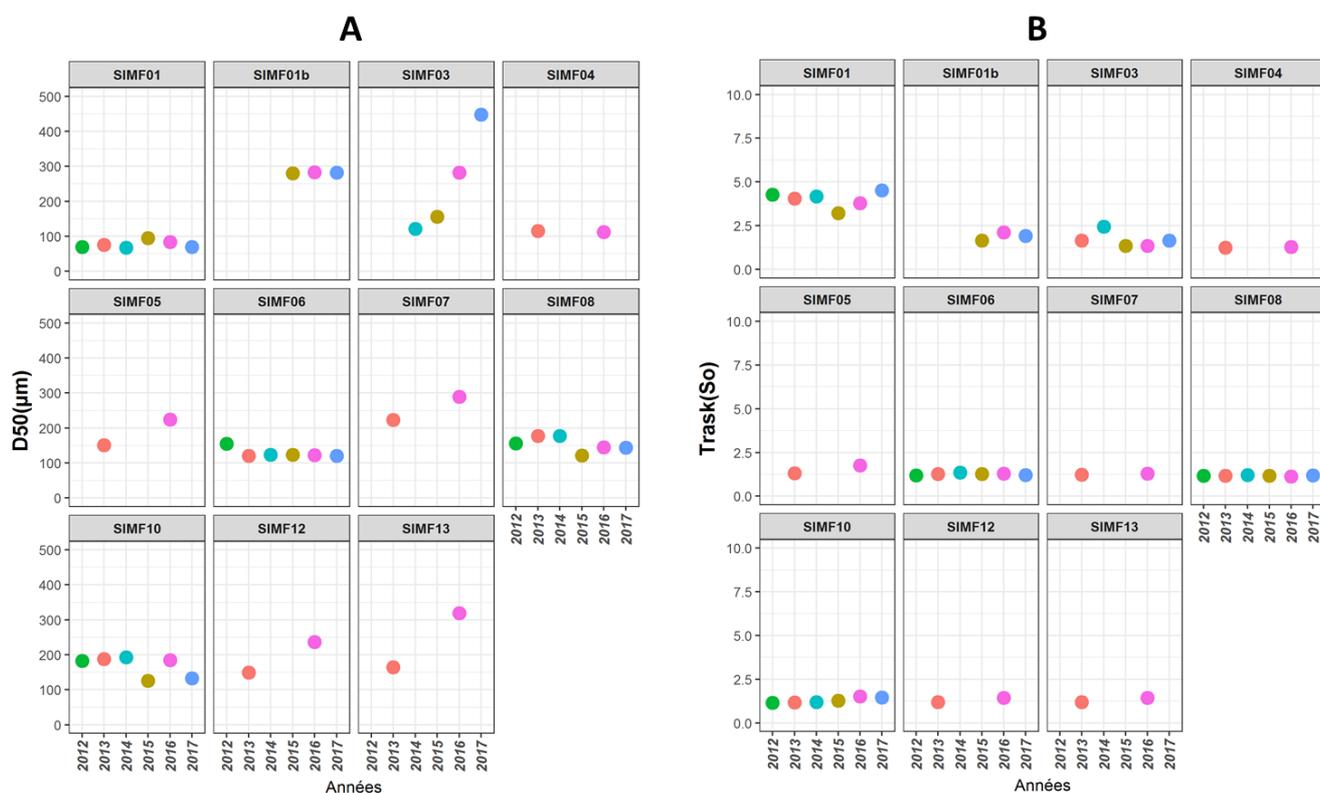


Figure 6 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites côtiers en domaine intertidal, 2012-2017. A : médiane granulométrique (D50, μm), B : indice de Trask (So).

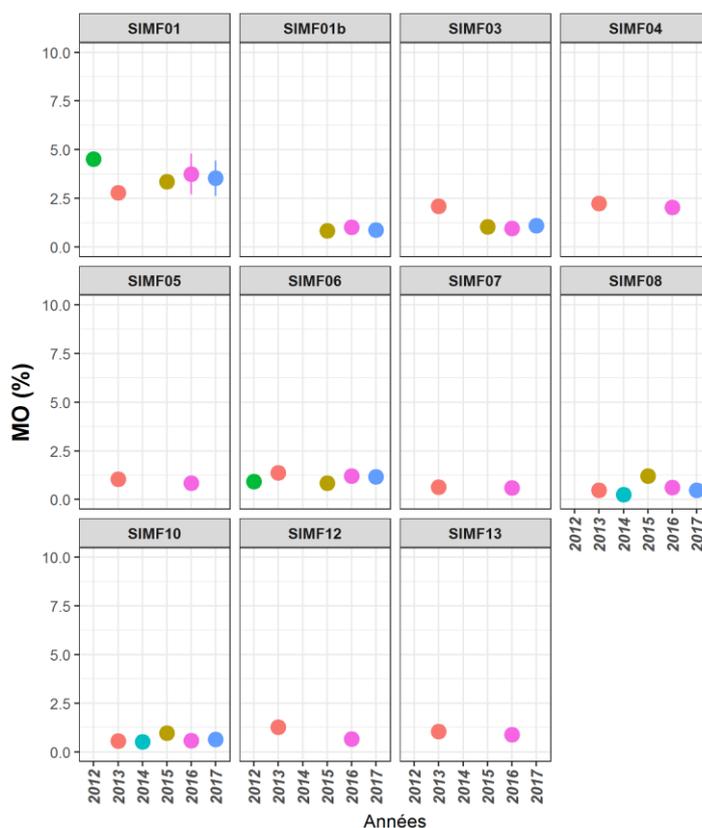


Figure 7 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites côtiers en domaine intertidal, 2012-2017 : teneur en matière organique (MO).

3.1.2. Caractéristiques faunistiques

Abondances

L'abondance moyenne sur les 11 sites intertidaux côtiers durant la période 2012-2017 est de 175 ± 88 ind. $0,1m^{-2}$, avec une abondance moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ maximale atteinte sur le site de Chausey en 2014 (SIMF01 : 1031 ± 259 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 8). Le second site de Chausey présente également une forte abondance moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ sur deux années de suivi (2015 et 2017, avec respectivement 455 ± 488 ind. $0,1m^{-2}$ et 451 ± 334 ind. $0,1m^{-2}$). En 2017, les abondances des sites de Chausey ont été revues à la hausse. L'abondance moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ minimale est observée sur le site de Courseulles en 2015 (SIMF10 : 6 ± 3 ind. $0,1m^{-2}$). L'évolution des sites suivis en 2017 par rapport aux années antérieures est variable en fonction des lieux (augmentation pour les sites SIMF03 et SIMF10 et diminution pour les sites SIMF06 et SIMF08).

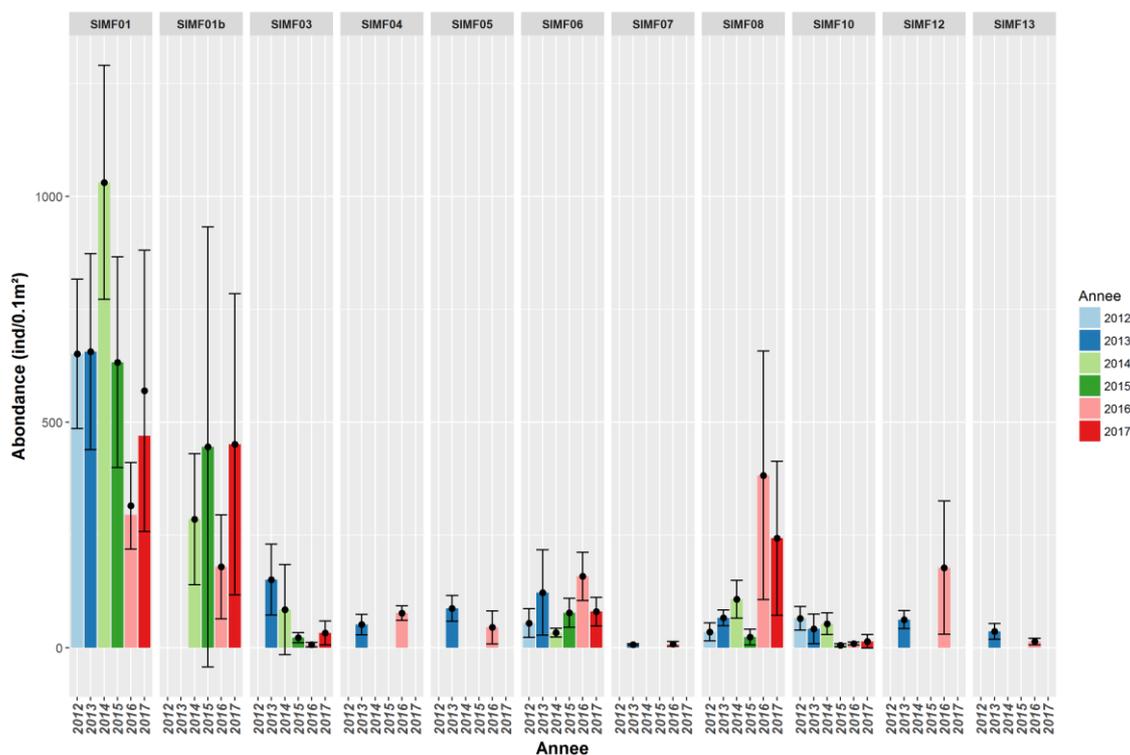


Figure 8 : Abondance moyenne (ind. $0,1m^{-2}$ \pm écart-type). Sites intertidaux côtiers pour la période 2012-2017. (barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne et écart-type)

Indices de diversité : Richesse taxinomique (S) et équitabilité (J')

Un total de 384 taxa a été identifié entre 2012 et 2017 sur l'ensemble des 11 sites intertidaux côtiers. La S moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ sur l'ensemble des sites est de 28 ± 3 taxa avec une S moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ maximale atteinte sur le deuxième site de Chausey en 2014 (SIMF01b : 65 ± 6 taxa) et une S moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ minimale observée sur le site de Saint-Jean en 2016 (SIMF03 : $5,0 \pm 0,3$ taxa ; Figure 9).

La proportion d'individus est bien répartie entre les espèces. Sur l'ensemble des suivis 2012-2017, 77% des indices de Piéluou (J') calculés par couple année/site sont supérieurs à 0,6, 19% sont compris entre 0,4 et 0,6. Seul le J' calculé au site SIMF12 en 2016 est faible (J'=0,14 ; Figure 10) et illustre la dominance en terme d'abondance du bivalve *Donax vittatus*.

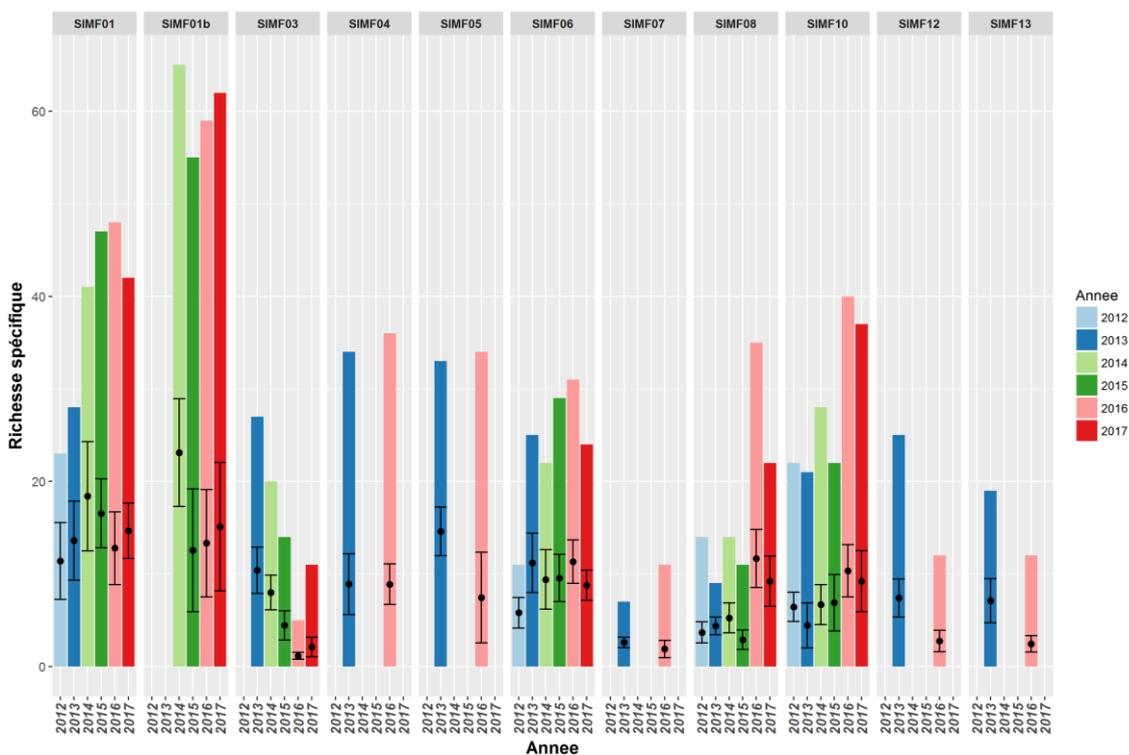


Figure 9 : Richesse taxonomique (S) des sites côtiers en domaine intertidal - 2012-2017 (barres colorées : richesse totale, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

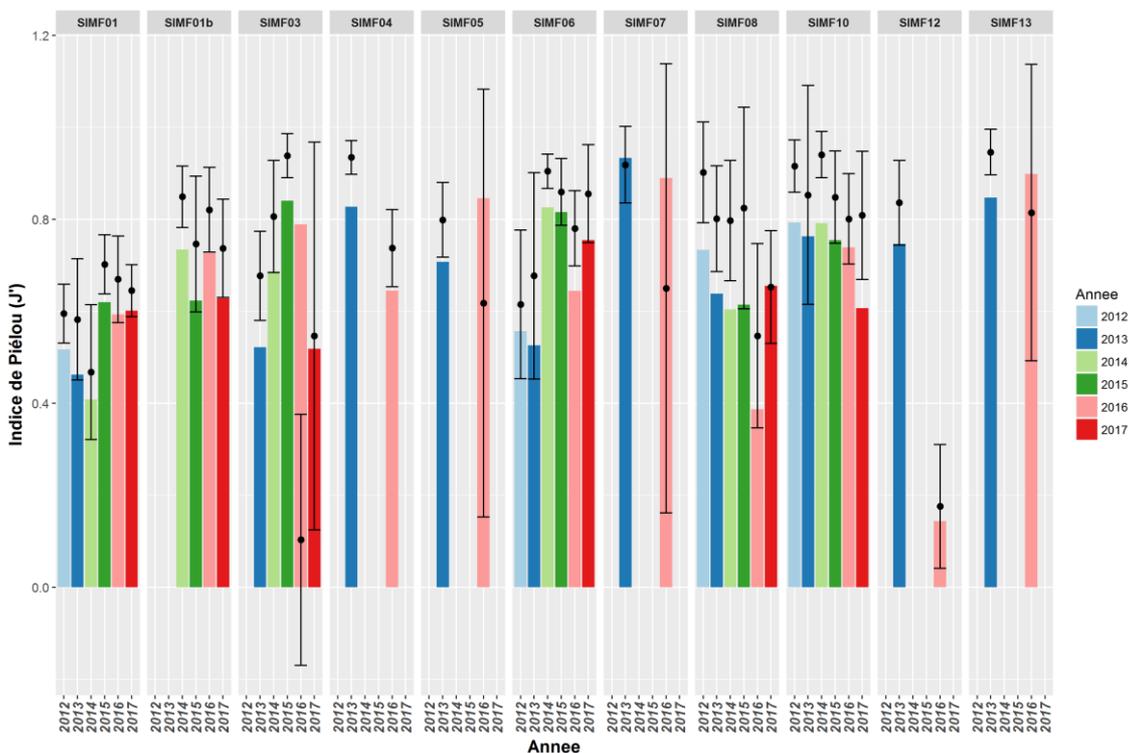


Figure 10 : Indice de Pielou (J') - sites côtiers en domaine intertidal - 2012-2017 (barres colorées : indice de Pielou total, points noirs : indice de Pielou moyen et écart-type).

Détermination des communautés

Les groupes déterminés *a priori* grâce à la Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité (distance de Bray-Curtis) entre les sites en domaine intertidal des masses d'eau côtières sont significativement différents (PermAnova : p-value < 0,001 ; Figure 11).

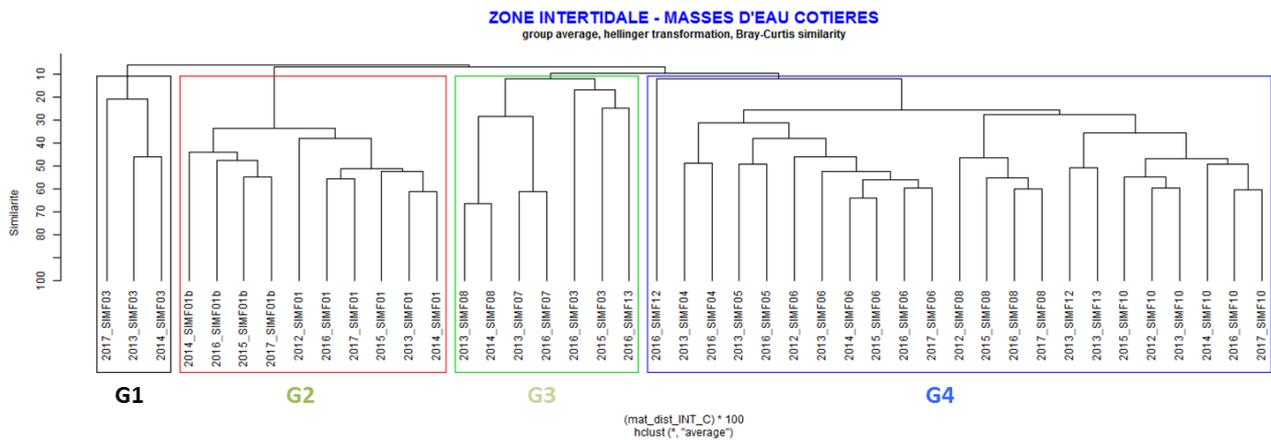


Figure 11 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites côtiers en domaine intertidal côtier.

Le premier groupe (G1, n=3 ; Figure 11) est constitué d'une partie des années de suivi du site de Saint-Jean (SIMF03), celles pour lesquels la valeur de l'indice de Shannon indique un peuplement diversifié ($H' > 2$). Les annélides polychètes *Goniadella bobrezkii* et *Microphthalmus similis* sont les espèces caractéristiques du premier groupe (IndVal ; p-value = 0,0099). Ce groupe présente la seconde plus faible richesse ($S = 19 \pm 2$ taxa) mais la deuxième plus forte abondance ($N = 90 \pm 68$ ind.0,1m⁻²) (test de Tukey, p-value < 0,001).

Le deuxième groupe (G2, n=10 ; Figure 11) est constitué l'ensemble des années de suivi des sites de l'archipel de Chausey. Ce groupe se distingue des autres groupes par son abondance (510 ± 236 ind.0,1m⁻²) et sa richesse ($S = 47 \pm 5$ taxa) significativement plus élevées (test de Tukey, p-value < 0,001 ; Figure 12). Les annélides polychètes *Amphareta baltica*, *Cirriformia tentaculata*, *Caulleriella bioculata*, *Notomastus latericeus* et *Spio symphyta*, le crustacé *Cyathura carinata*, le bivalve *Abra tenuis* sont les espèces caractéristiques du premier groupe (IndVal ; p-value = 0,0099). Ces espèces sont inféodées des milieux hétérogènes envasées et certaines en sont même caractéristiques (par exemple, l'annélide polychète *Cirriformia tentaculata*, Bajjouk *et al.*, 2015).

Le troisième groupe (G3, n=7 ; Figure 11) est constitué des années de suivi 2015 et 2016 du site SIMF03, de deux années de suivi de la station SIMF07 (2013 et 2016), de deux années de suivi de la station SIMF08 (2013 et 2014) et de l'année de suivi 2016 de la station SIMF13. Ce groupe présente la plus faible richesse spécifique (10 ± 1 taxa) et la plus faible abondance moyenne ($N = 33 \pm 13$ ind.0,1m⁻²). L'espèce caractéristique de ce groupe est l'amphipode *Bathyporeia pilosa* (IndVal ; p-value = 0,0099).

Le dernier groupe (G4, n=23 ; Figure 11) est constitué de l'ensemble des couple sites/années restants. Il comprend notamment l'intégralité des passages des sites SIMF04, SIMF05, SIMF06, SIMF10 et SIMF12. Il présente une richesse moyenne de 26 ± 2 taxa et une abondance moyenne de 84 ± 49 ind.0,1m⁻². Les espèces caractéristiques sont l'amphipode *Urothoe poseidonis*, les annélides polychètes *Magelona mirabilis* et *Spiophanes bombyx* et la cumacé *Cumopsis goodsir*.

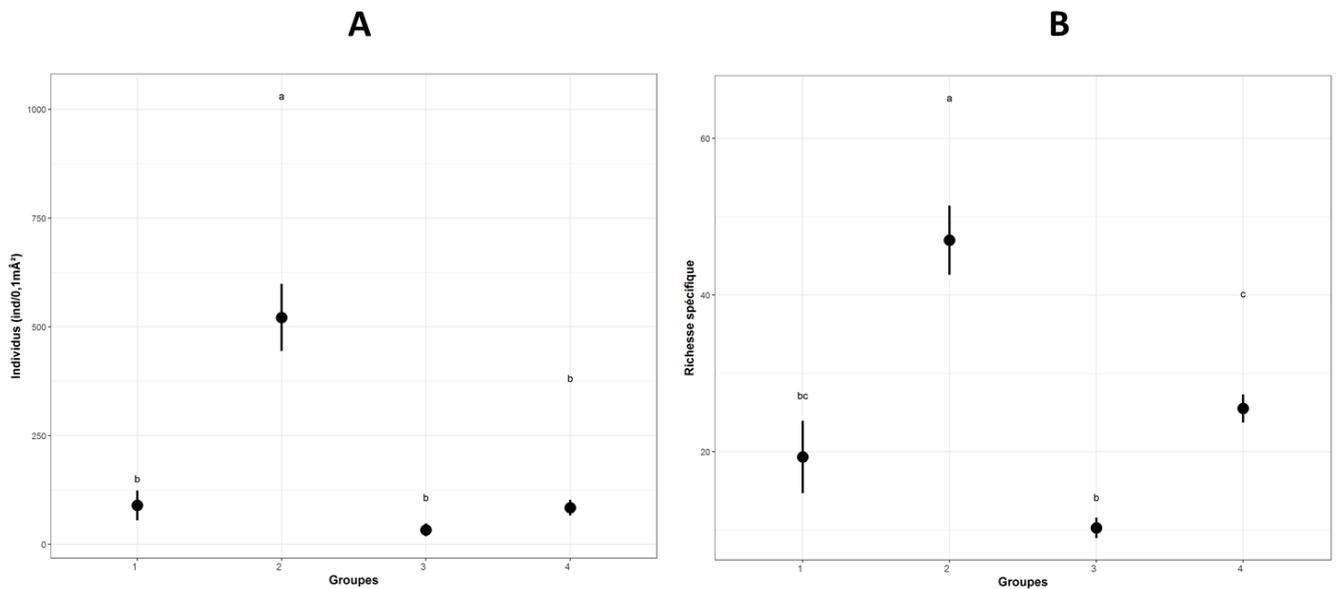


Figure 12 : Abondance (A) et Richesse (B) des assemblages intertidaux côtiers déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Les groupes (a, b, c et bc) ont été définis par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

Une grande majorité des communautés du domaine intertidal côtier sont dominées par des taxa appartenant aux groupes écologiques G1 et G2 caractéristiques du bon état écologique (Figure 13). Toutefois, les communautés intertidales de l'archipel de Chausey sont dominées par des taxa appartenant aux groupes écologiques G2, G3 et G4 en raison de la présence de nématodes et d'oligochètes, considérées comme des taxa opportunistes dans la liste de l'AMBI.

En 2017, les sites SIMF03 et SIMF10 voient une augmentation des espèces du groupe écologique G2 (espèces indifférentes à une hypertrophisation). Le site SIMF08 voit une augmentation du groupe écologique G3 (espèces tolérantes à une hypertrophisation). Seul le site SIMF06 voit une augmentation du groupe écologique G1 (espèces sensibles à une hypertrophisation). Les sites SIMF01 et SIMF01bis voient une augmentation à la fois du groupe écologique G3 (espèces tolérantes à une hypertrophisation) et du groupe écologique G4 (espèces opportunistes de second ordre).

Pour sept couples année/station (encadrés noirs ; Figure 13), les proportions des cinq groupes écologiques calculées, doivent être considérées avec précaution (Tableau 7). Certains descripteurs (richesse spécifique : S, abondance : N et pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique : %NA) ne respectent pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique.

Tableau 7 : Résumé des descripteurs (S : richesse taxonomique, N : abondance moyenne (ind.0,1m⁻²) et %NA : pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique) ne respectant pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique des stations côtières du domaine intertidal.

Sites	Année	S	N	%NA
SIMF01bis	2014	65	284,31	22,37
SIMF03	2014	20	84,40	46,45
SIMF01	2015	47	632,57	27,98
SIMF01bis	2015	55	445,21	29,09
SIMF03	2015	14	22,61	27,12
SIMF10	2015	22	5,73	1,85
SIMF01	2016	48	294,88	21,55
SIMF01bis	2016	59	179,31	26,92

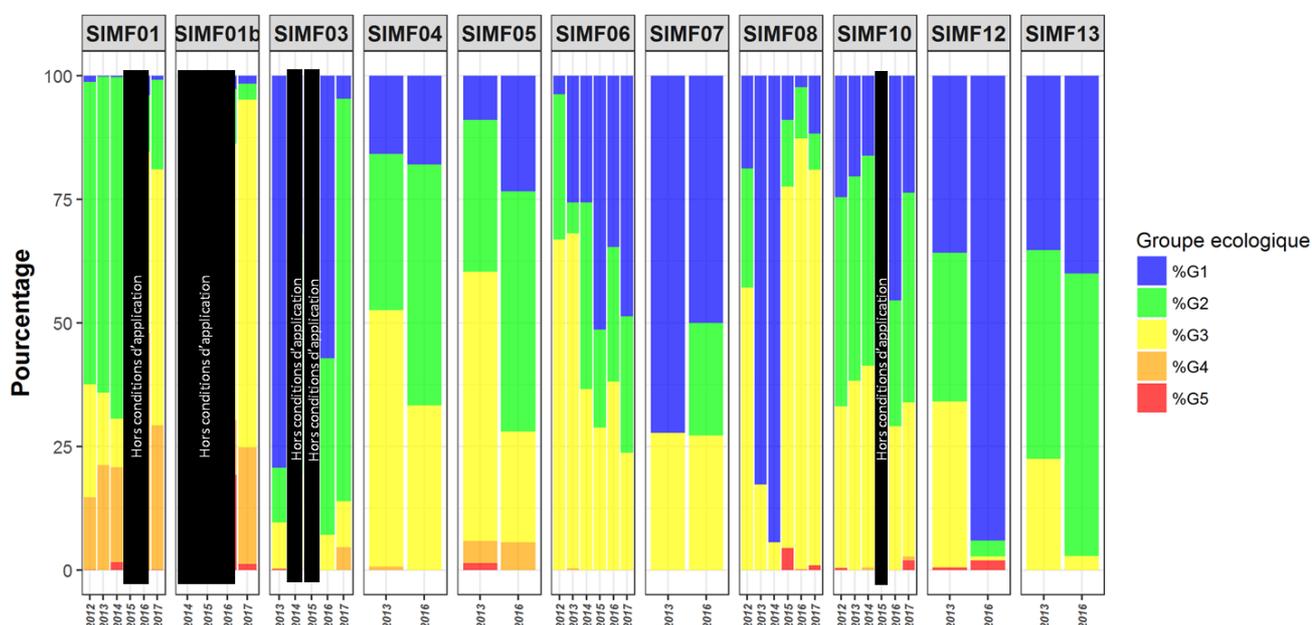


Figure 13 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine intertidal côtier (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

3.2. Masses d'eau côtières en domaine subtidal

3.2.1. Caractéristiques sédimentaires

Plus hétérogènes qu'en domaine intertidal, les sédiments des sites subtidaux restent caractérisés par des sables plus ou moins envasés, sauf au site de Chausey qui concerne le maërl (SSRF01 ; Figure 14). Le sédiment de ce site a de fortes proportions en particules plus grossières, ce qui le classe en gravier ensablé. L'indice de Trask (So ; Figure 15B) illustre bien cette hétérogénéité (valeurs supérieures à 2,5).

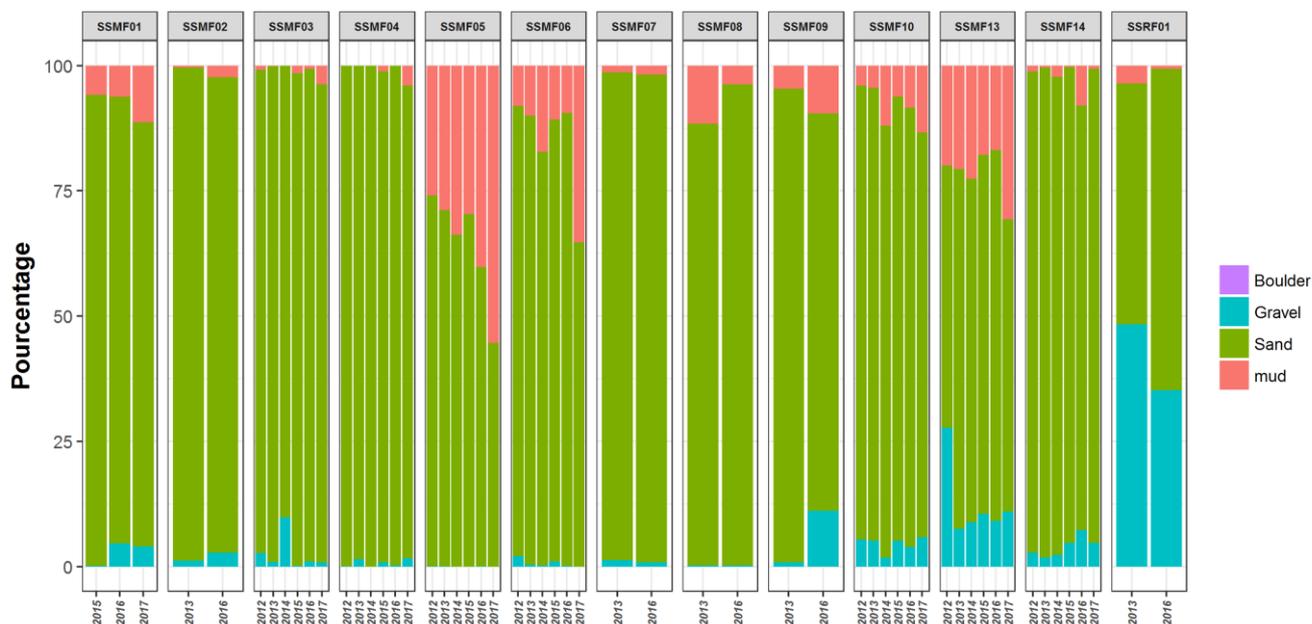


Figure 14 : Histogramme de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites côtier en domaine subtidal - 2012-2017.

Le sédiment des sites localisés sur la côte Ouest Cotentin (SSMF03 et SSMF04) présente une forte variation de la médiane (D50) sur la période 2012-2017 (Figure 15A).

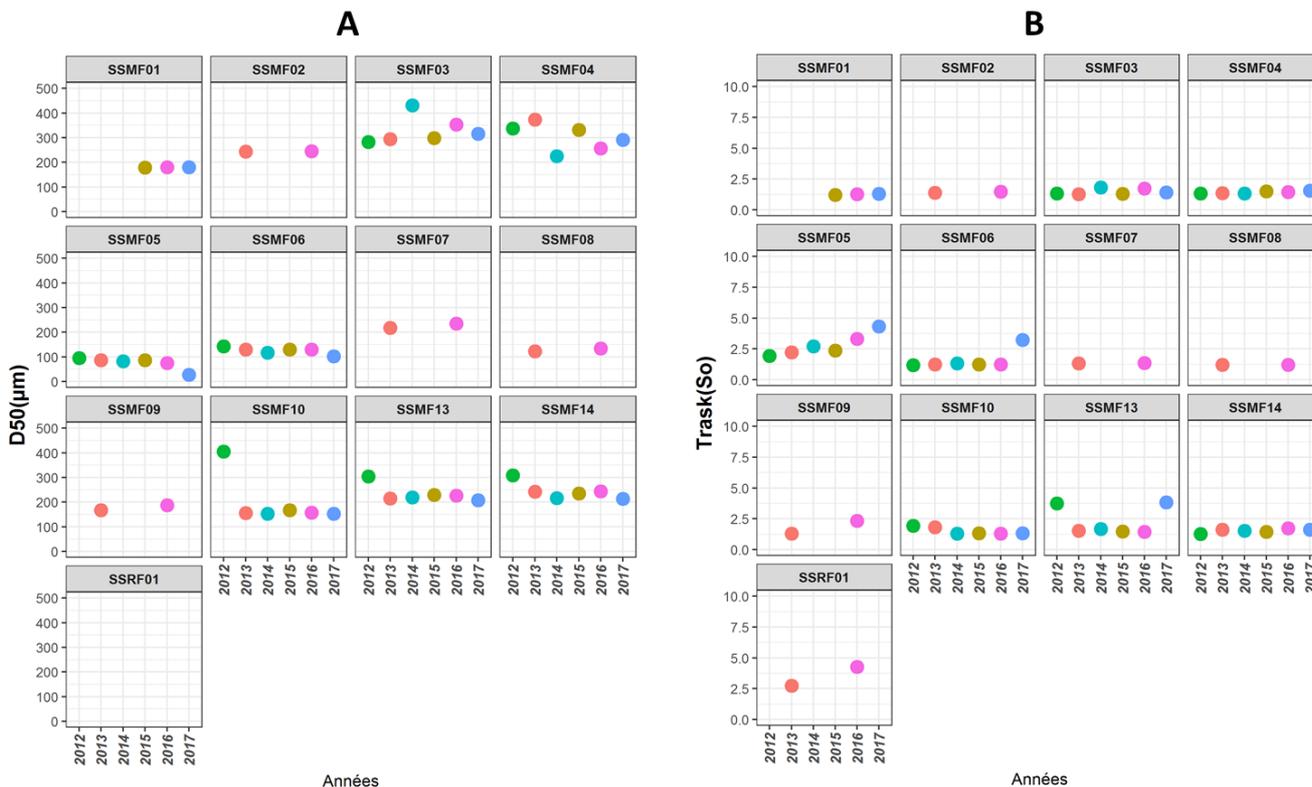


Figure 15 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites côtiers en domaine subtidal, 2012-2017. A : médiane granulométrique (D50), B : indice de Trask (So).

Dans le sédiment total, seul le site de Heuqueville (SSMF13) présente les plus fortes valeurs en matière organique ($3,24 \pm 0,26$ %).

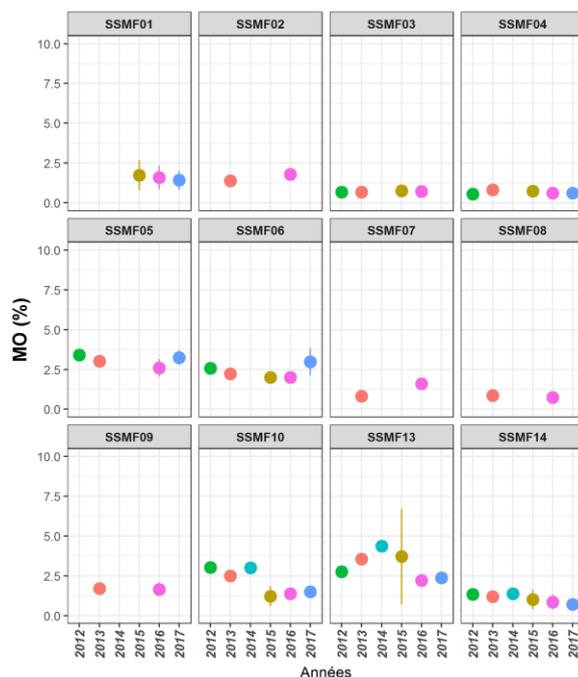


Figure 16 : Evolution de la teneur en matière organique des sédiments subtidiaux situés en domaine côtier entre 2012 et 2017.

3.2.2. Caractéristiques faunistiques

Abondance

Sur l'ensemble des 13 sites du domaine subtidal côtier, l'abondance moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ est de 647 ± 201 ind. $0,1m^{-2}$. L'abondance moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ maximale a été atteinte sur le site à proximité de la rade de Cherbourg (SSMF06) en 2017 (7065 ± 3080 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 17). L'abondance moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ la plus faible a été observée à Diélette (SSMF04) en 2012 (11 ± 6 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 17). En 2017, c'est sur ce même site que les abondances moyennes les plus faibles sont observées.

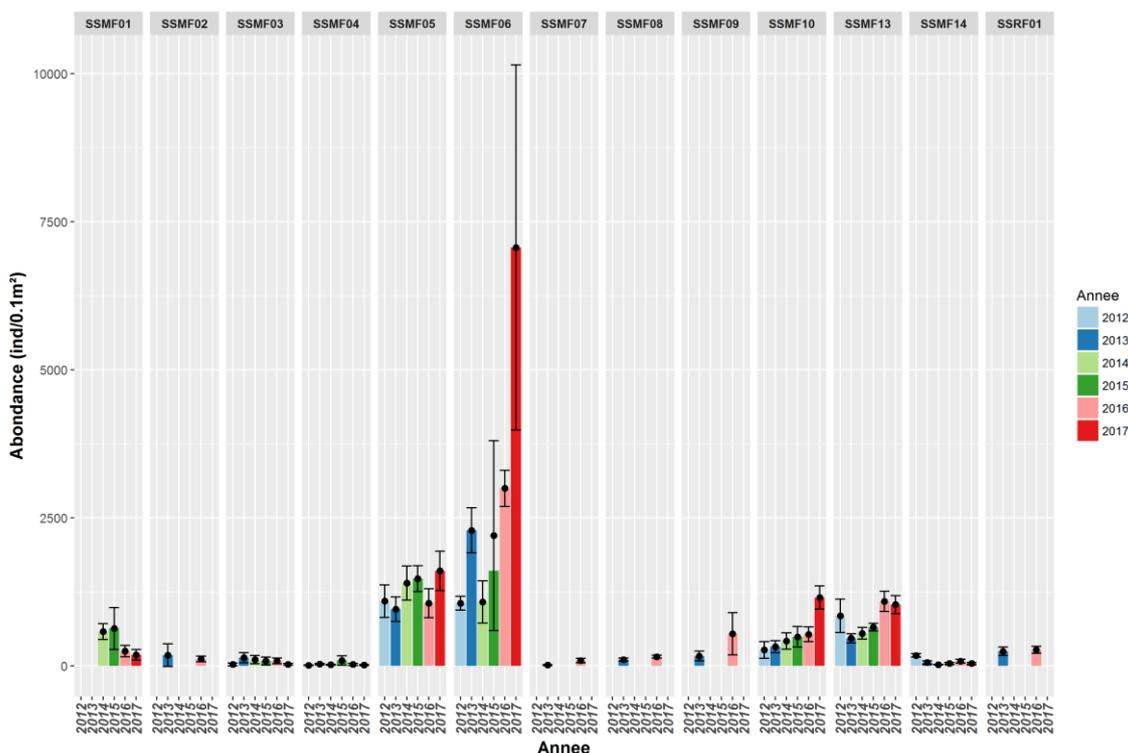


Figure 17 : Abondance moyenne (ind./0,1m²). Sites côtiers en domaine subtidal - 2012-2017 (barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne et écart-type).

Indices de diversité : Richesse taxinomique (S) et équitabilité (J')

Un total de 805 taxa a été identifié sur l'ensemble des 13 sites du domaine subtidal côtier entre 2012 et 2017. La richesse (S ; Figure 18) moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ sur l'ensemble des sites est de 80±6 taxa, avec un maximum atteint en 2016 sur le site maërl de Chausey (SSRF01, 189±19 taxa) et un minimum de 13±2 taxa à Diélette en 2012 (SSMF04, Cap de la Hague).

La structuration des communautés en termes d'abondance est bien équilibrée. Sur l'ensemble des années de suivi, 79% des indices de Pielou (J' ; Figure 19) sont supérieurs à 0,6 et 20% sont compris entre 0,4 et 0,6. Seule la valeur calculée au site SSMF06 en 2013 est faible (0,2) et illustre la dominance de l'amphipode *Ampelisca brevicornis*.

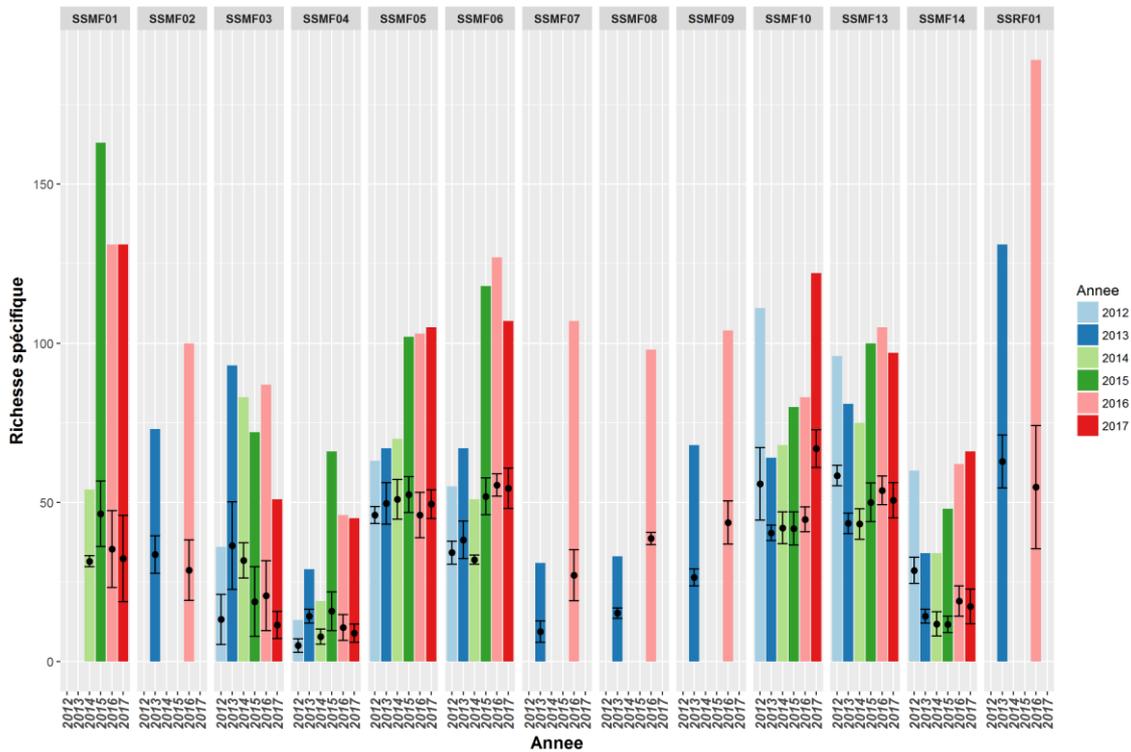


Figure 18 : Richesse taxinomique (S). Sites en domaine subtidal côtier - 2012-2017 (barres colorées : richesse totale, points noirs : richesse moyenne et écart-type).

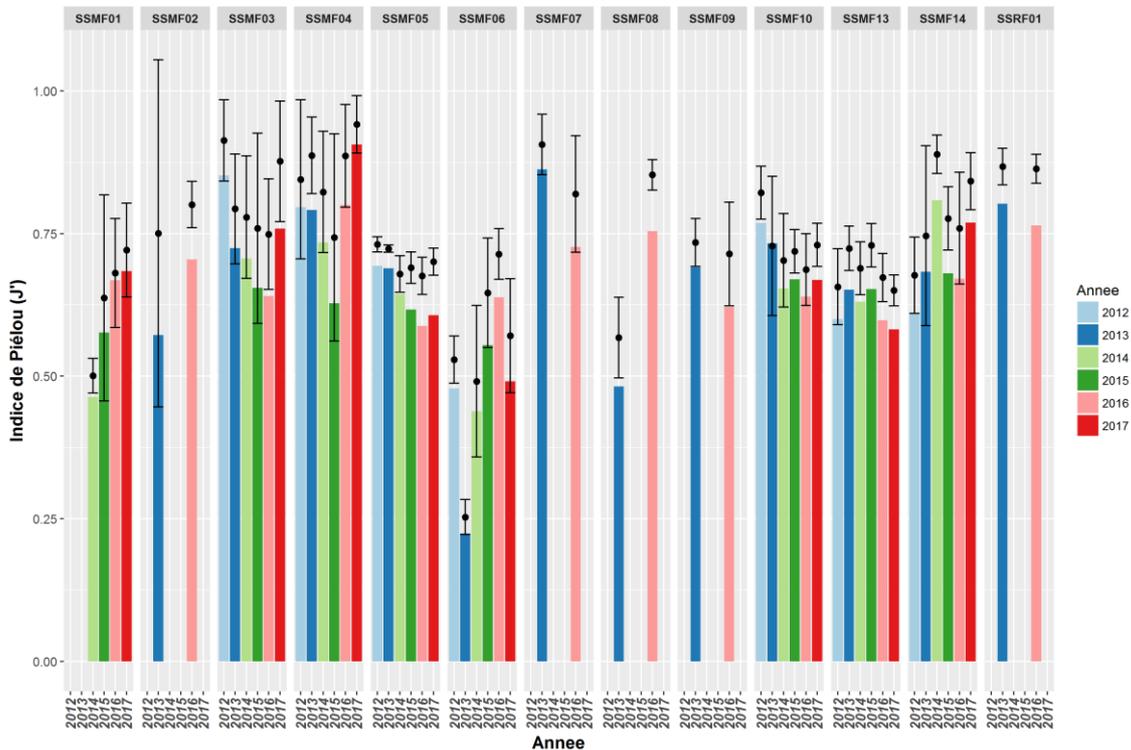


Figure 19 : Indice de Piélou (J'). Sites en domaine subtidal côtier - 2012-2017 (barres colorées : indice de Piélou total, points noirs : indice de Piélou moyen et écart-type).

Détermination des communautés

Les groupes déterminés *a priori* grâce à la Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité (distance de Bray-Curtis) entre les sites en domaine subtidal des masses d'eau côtières sont significativement différents (PermAnova, p-value < 0,001 ; Figure 20).

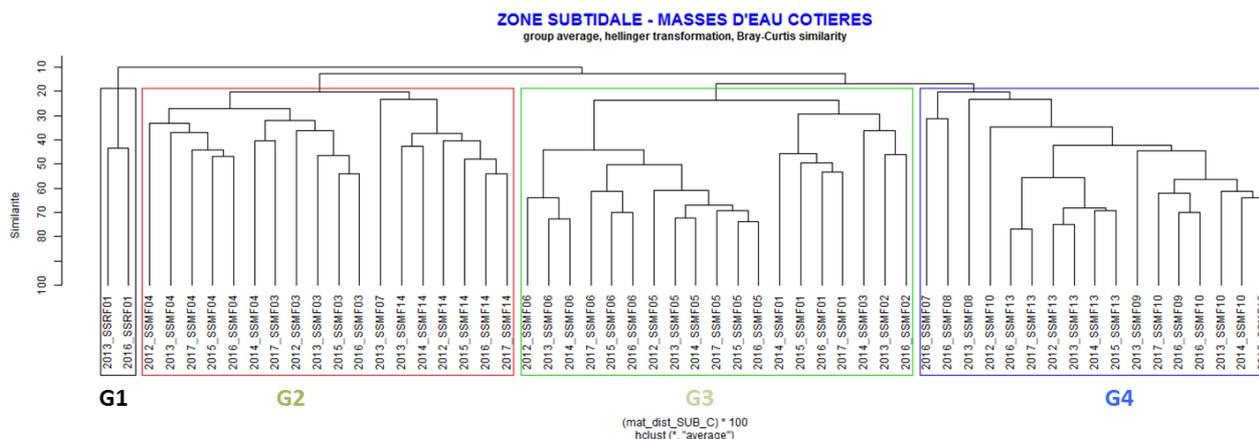


Figure 20 : Classification ascendante hiérarchique (CAH) réalisée à partir de la matrice de similarité (Distance de Bray-Curtis) entre les sites du domaine subtidal côtier.

Le site de maërl de Chausey, échantillonné en 2013 et 2016, forme un groupe à lui seul (G1, n=2 ; Figure 20). Il est principalement caractérisé par une richesse taxonomique élevée (160 ± 14 taxa ; Figure 21B). 180 taxa, déterminés par la méthode de l'IndVal, sont caractéristiques de ce groupe, parmi lesquels nous pouvons citer l'amphipode *Animocera docus semiserratus*, les annélides polychètes *Eunice vittata*, *Eurysyllis tuberculata*, *Eusyllis lamelligera*, *Lumbrineriopsis paradoxa*, *Odontosyllis gibba*, *Opisthodonta serratisetosa*, *Sclerocheilus minutus* et *Trypanosyllis (Trypanosyllis) coeliaca* et le gastéropode *Jujubinus montagui*.

Le groupe 2 (n= 18 ; Figure 20) est constitué de la quasi-totalité des années de suivi de sites de l'Ouest Cotentin (SSMF03 sans 2014 et SSMF04), de l'année 2013 du site de la rade de Saint-Marcouf (SSMF07) et de l'ensemble des années de suivi du site au large du pays de Caux (SSMF14). L'abondance moyenne de ce groupe est la plus faible (56 ± 28 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 21A) et tout comme sa richesse taxonomique totale moyenne (50 ± 5 taxa ; Figure 21B). Ce groupe est caractérisé par trois espèces : les annélides polychètes *Nephtys cirrosa* et *Travisia forbesii* et le bivalve *Spisula solida*.

Le groupe 3 (n=19 ; Figure 20) est constitué de toutes les années de suivi des sites de la rade de Cherbourg (SSMF05 et SSMF06) et du site de Chausey (SSMF01), ainsi que de l'année 2014 sur le site SSMF03. Ce groupe présente la plus forte valeur d'abondance moyenne 1356 ± 441 ind. $0,1m^{-2}$ (Figure 21A) et une richesse totale moyenne de 93 ± 6 taxa. Vingt espèces, déterminées par la méthode de l'IndVal, sont caractéristiques de ce groupe. Plusieurs de ces espèces appartiennent aux annélides polychètes de la famille des Maldanidae (*Euclymene affinis*, *Euclymene oerstedii*, *Microclymne tricirrata*, *Leiochone leiopygos*).

Le groupe 4 (n=17 ; Figure 20) se compose de toutes les années de suivi des sites de la baie de Seine et de son proche extérieur (SSMF09, SSMF10, SSMF13), des années de suivi du site au large de la baie des Veys (SSMF08) et d'une année de suivi du site SSMF07 (2016). Il présente une abondance moyenne de 525 ± 132 ind. $0,1m^{-2}$ et une richesse totale moyenne de 88 ± 4 taxa. Les espèces caractéristiques de ce groupe sont affines des sédiments sableux plus ou moins envasés, comme par exemple les échinodermes *Acrocorda brachiata* et *Echinocardium cordatum* ou les annélides polychètes *Lagis koreni* et *Nephtys hombergii*.

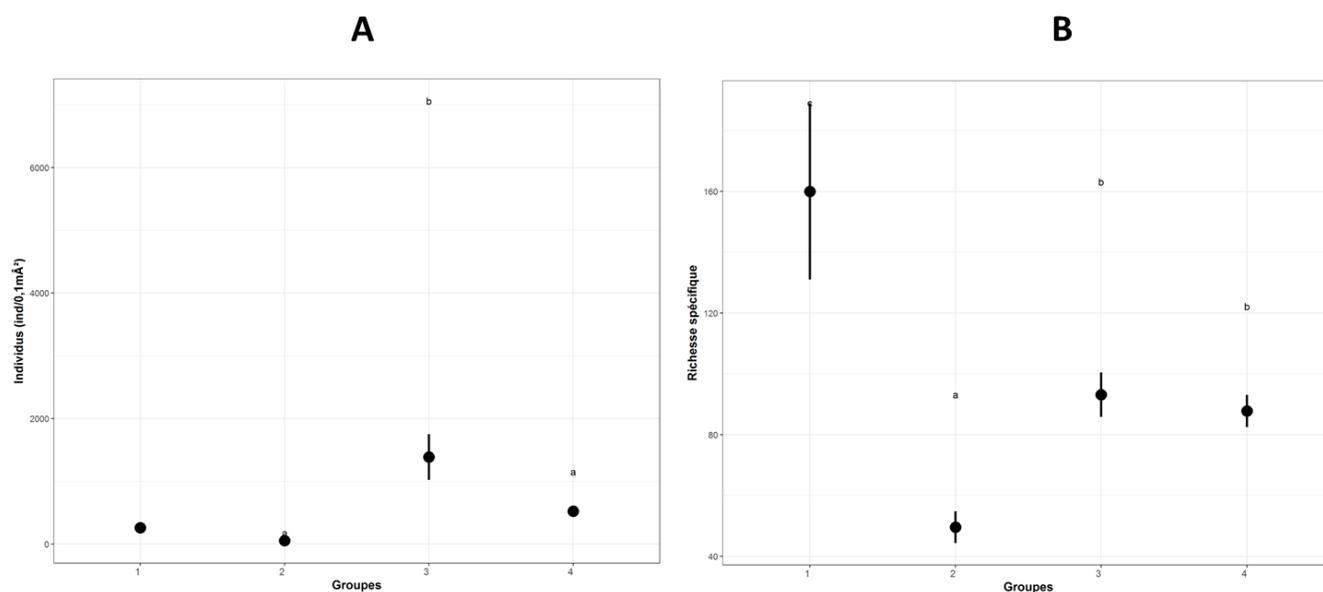


Figure 21 : Abondance (A) et Richesse (B) des assemblages subtidaux côtiers déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Les groupes (a, b, c) ont été définis par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

Une grande majorité des sites du domaine subtidal côtier est dominée par des taxa appartenant aux groupes écologiques G1 et G2 (Figure 22). Certains sites (SSMF08, SSMF13) présentent des proportions élevées d'espèces opportunistes de second ordre (G4), notamment des annélides polychètes appartenant aux familles des Cirratulidae et des Spionidae. Ces proportions ont cependant eu tendance à diminuer ces dernières années.

Pour neuf couples année/station (encadrés noirs ; Figure 22), les proportions des cinq groupes écologiques calculées, doivent être considérées avec précaution (Tableau 8). Certains descripteurs (S : richesse spécifique, N : abondance moyenne (ind.0,1m⁻²) et %NA : pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique) ne respectent pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique.

Tableau 8 : Résumé des descripteurs (S : richesse spécifique, N : abondance moyenne (ind.0,1m⁻²) et %NA : pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique) ne respectant pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique des stations côtières du domaine subtidal.

Sites	Années	S	N	%NA
SSMF02	2013	73	183,6	56
SSMF14	2013	34	57,8	29,1
SSMF03	2014	83	108	58,3
SSMF01	2015	163	633,9	24,9
SSMF03	2015	72	84,8	28,7
SSMF01	2016	131	251	21,8
SSMF07	2016	107	91,6	28,7
SSMF09	2016	104	542,8	30
SSMF10	2016	83	534,9	40,8

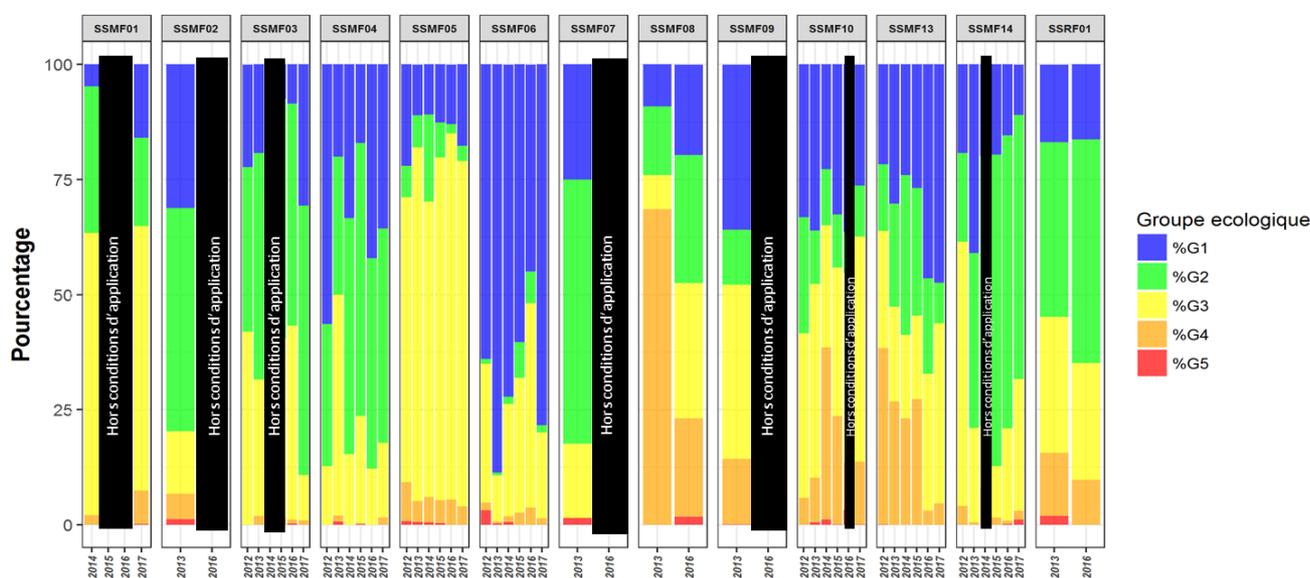


Figure 22 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine subtidal côtier (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

3.3. Masses d'eau de transition en domaine intertidal

3.3.1. Caractéristiques sédimentaires

L'ensemble du domaine intertidal des eaux de transition est caractérisé par des sables plus ou moins envasés selon la classification de Blott & Pye 2001 (Figure 23 et Figure 24A). Seul le sédiment du site SIMF15 (Baie de Seine) en 2017 était une vase sableuse. Ce site présente également une teneur en matière organique plus importante que les autres sites (proche des 5% ; Figure 25)

Au regard de l'indice de Trask (So, Figure 24B), la plupart des sédiments sont bien classés.



Figure 23 : Histogramme de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites des masses d'eau de transition en domaine intertidal (2012-2017).

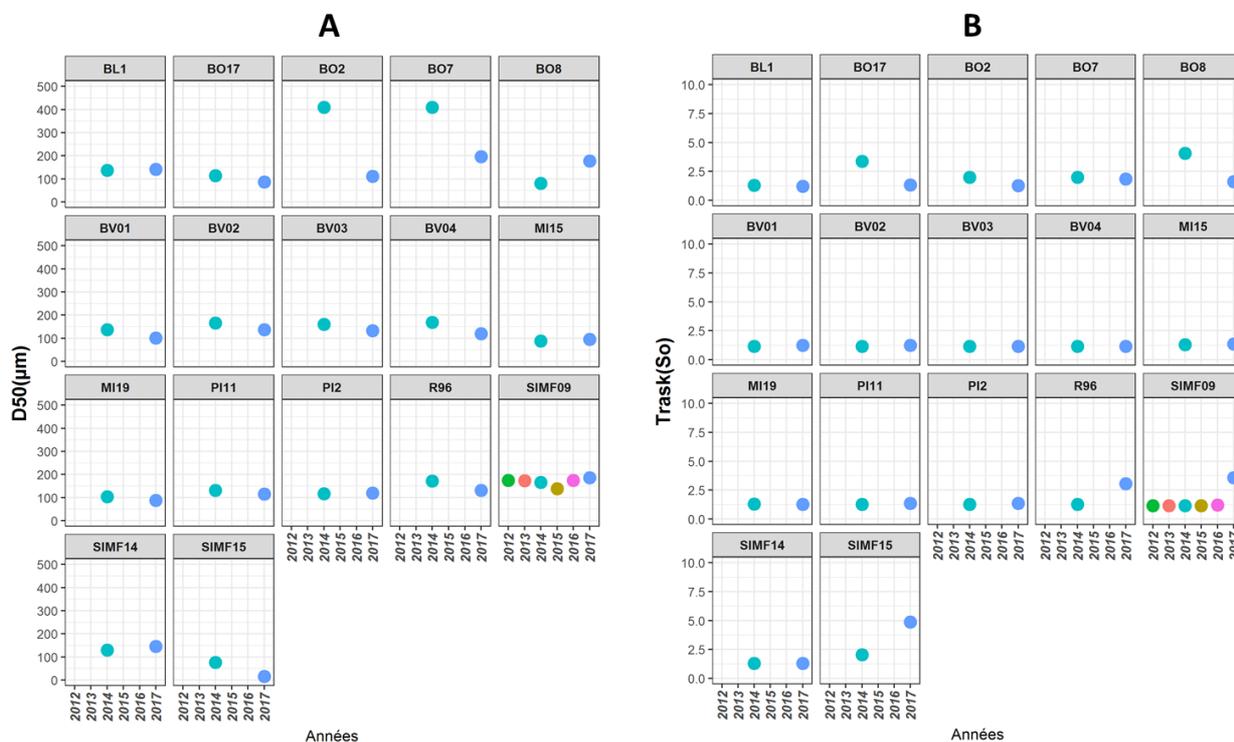


Figure 24 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites des masses d'eau de transition du domaine intertidal, 2012-2017. A : médiane granulométrique (D50), B : indice de Trask (So).

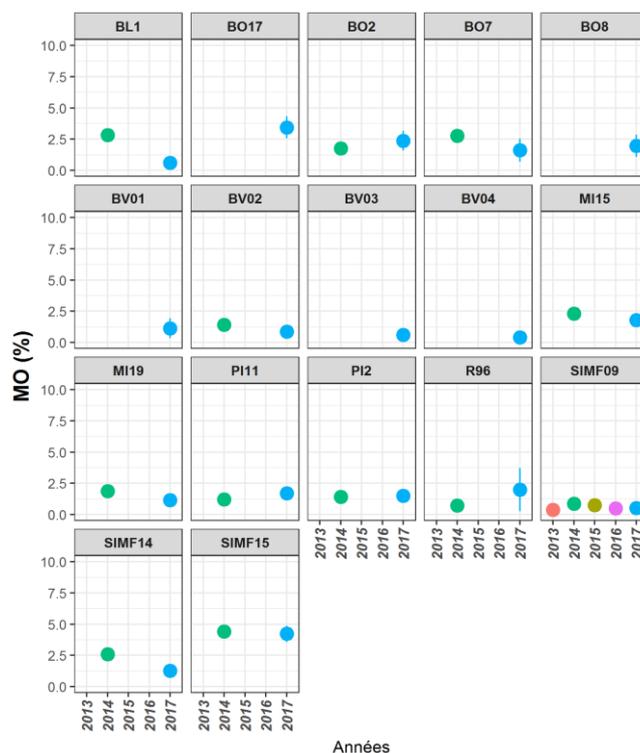


Figure 25 : Evolution de la teneur en matière organique des sédiments intertidaux des masses d'eau de transition entre 2012 et 2017.

3.3.2. Caractéristiques faunistiques

Abondance

L'abondance moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ sur les 17 sites intertidaux situés en eaux de transition est de 186 ± 92 ind. $0,1m^{-2}$, avec un maximum de 896 ± 317 ind. $0,1m^{-2}$, en 2014, en fond de baie du Mont-Saint-Michel (site PI11) et un minimum de $2,4 \pm 2,9$ ind. $0,1m^{-2}$ dans l'estuaire de l'Orne en 2017.

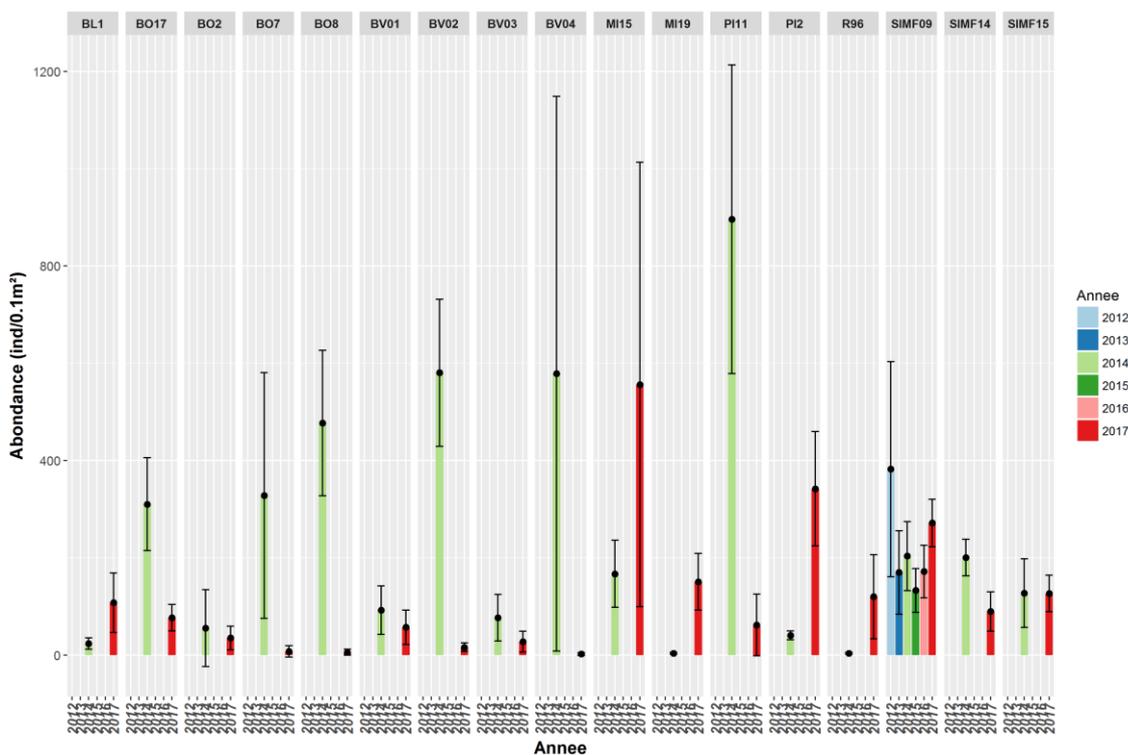


Figure 26 : Abondance moyenne (ind./0,1m²) - sites intertidaux des masses d'eau de transition (2012-2017). (Barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne \pm écart-type).

Indices de diversité : Richesse taxinomique (S) et équitabilité (J')

Un total de 133 taxa a été identifié sur l'ensemble des sites intertidaux des eaux de transition sur la période 2012-2017. La richesse moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ sur l'ensemble des 17 sites est de 16 ± 2 taxa, avec un maximum de 32 ± 4 taxa en baie de l'Orne (BV01) en 2017 et un minimum de 2 ± 1 taxa dans le fond de la baie du Mont Saint Michel en 2014 (Gué de l'Epine, MI19 ; Figure 27).

Globalement, les communautés sont bien structurées. Sur l'ensemble des suivis, 58% des indices de Piélu (J') calculés par couples années-sites sont supérieurs à 0,6, 26% sont compris entre 0,4 et 0,6 et 16% sont inférieurs à 0,4 (Figure 28). Pour les stations où l'indice de Piélu a de faibles valeurs, les espèces dominantes sont : l'amphipode *Corophium arenarium* pour les communautés des sites du fond de la baie du Mont Saint-Michel (Bouillé MI15 et Gué de l'Epine MI19) ; l'amphipode *Bathyporeia pilosa* dans la baie du Mont-Saint-Michel pour les communautés du site Grouin du Sud (PI11), l'amphipode *Corophium volutator* pour les communautés du site en Baie de Seine (SIMF15) et le bivalve *Limecola balthica* pour les communautés du site BL1.

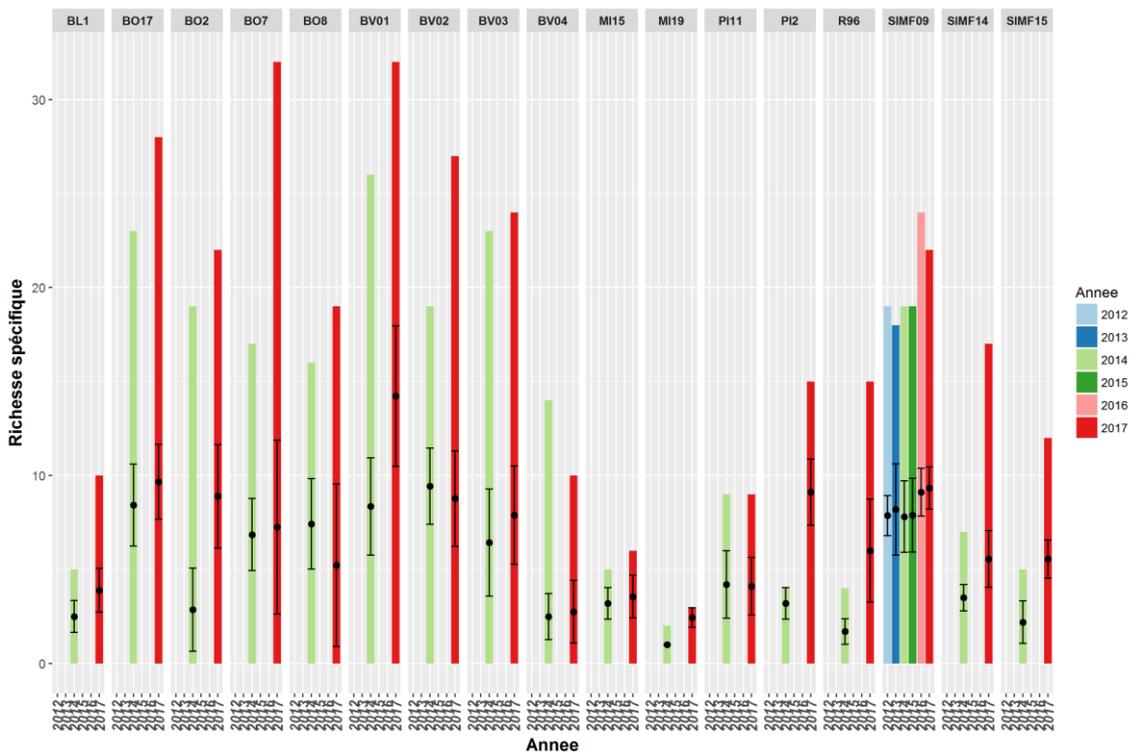


Figure 27 : Richesse taxinomique (S) des sites intertidaux des eaux de transition (2012-2017). Barres colorées : richesse totale, points noirs : richesse moyenne \pm écart-type).

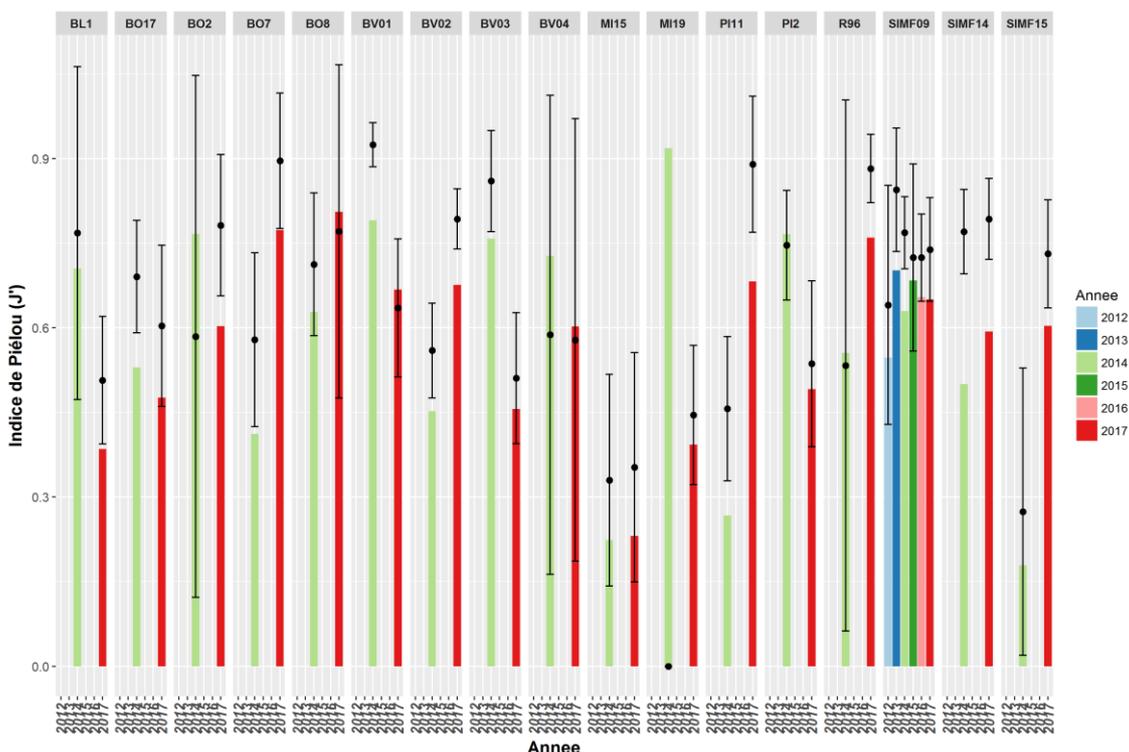


Figure 28 : Indice de Pielou (J') des sites intertidaux des eaux de transition (2012-2017). Barres colorées : indice de Pielou total, points noirs : indice de Pielou moyen \pm écart-type.

Détermination des communautés

Les groupes déterminés *a priori* grâce à la Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité (distance de Bray-Curtis) entre les sites en domaine subtidal des masses d'eau de transition sont significativement différents (PermAnova, p-value < 0,001 ; Figure 29).

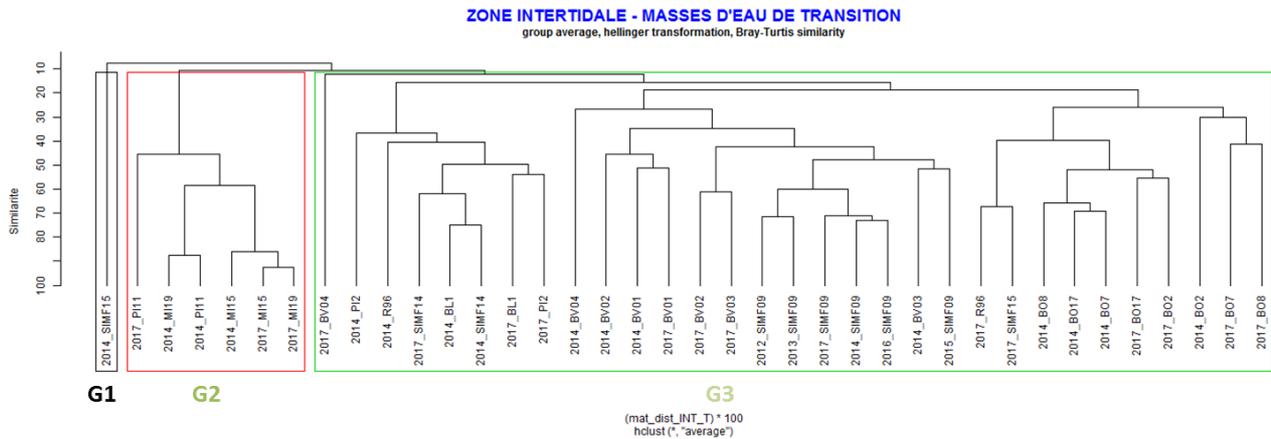


Figure 29 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites intertidaux des eaux de transition.

Le groupe 2 (n=1) est composé d'un seul couple année-site : le site SIMF15 en 2014 (Figure 29). Il présente une abondance de 127,5 ind.0,1m⁻² et une richesse de 5 taxa. Ce groupe est caractérisé par l'amphipode *Corophium volutator* et la caprelle *Pariambus typicus*.

Le groupe 2 (n=6) est constitué de l'ensemble des années de suivi des sites du fond de la baie du Mont-Saint-Michel, à l'exception du site de Tombelaine (PI2) qui se détache dans le groupe 3 (Figure 29). L'abondance moyenne est significativement la plus élevée (306±161 ind.0,1m⁻², Figure 30A) et une richesse taxonomique moyenne intermédiaire (18±2 taxa, Figure 30B). Ce groupe est caractérisé par deux espèces d'amphipodes : *Corophium arenarium* et *Bathyporeia pilosa*.

Le groupe 3 (n=31), qui est constitué par le reste des sites (baie de l'Orne, baie des Veys, estuaire de Seine et Tombelaine ; Figure 29). L'abondance moyenne est de 165±79 ind.0,1m⁻², Figure 30A) et la richesse taxonomique moyenne est la plus élevées 18±2 taxa, Figure 30B). Ce groupe est caractérisé par le bivalve *Cerastoderma edule*.

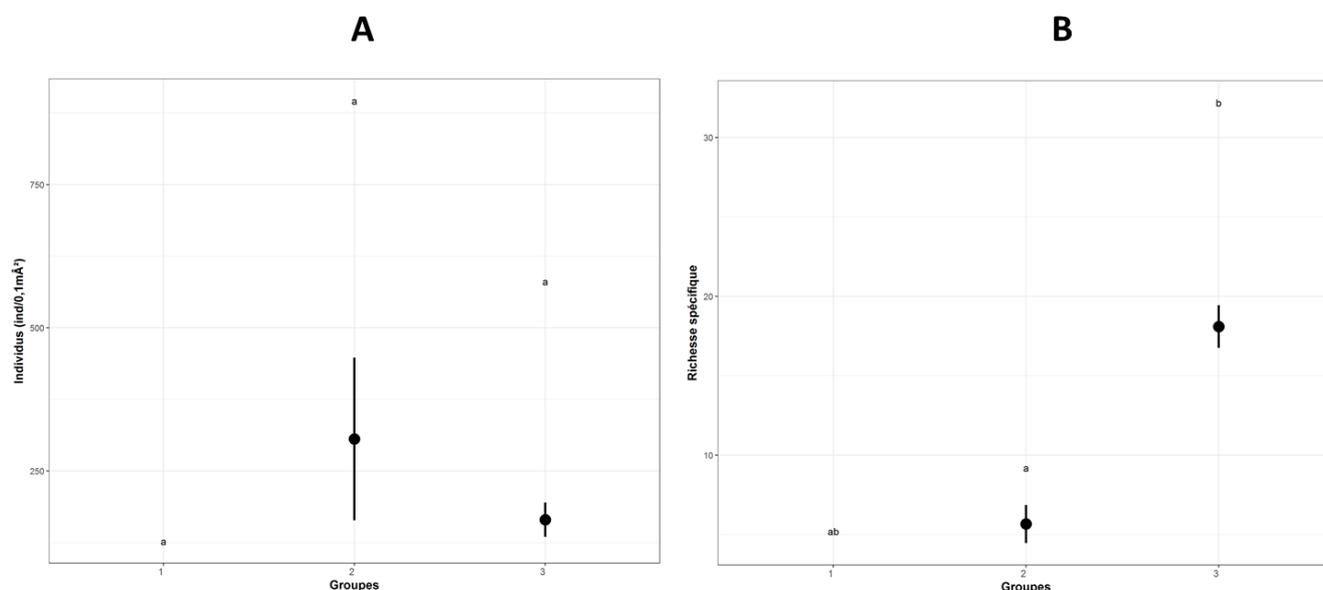


Figure 30 : Abondance (A) et richesse spécifique (B) des assemblages en domaine intertidal des eaux de transition déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Les groupes (a, b et ab) ont été définis par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

Contrairement aux sites du domaine intertidal côtier, la plupart des communautés sont dominées par des taxa appartenant au groupe écologique 3 (Figure 31). Les sites du fond de la baie de l'Orne présentent une forte proportion d'espèces opportunistes de premier ordre, en particulier les oligochètes.

La communauté en place au site d'appui de Brévands (SIMF09) est dominée par l'amphipode *Bathyporeia sarsi* (G1), toutefois en 2013, l'augmentation du nombre d'individus de l'annélide *Pygospio elegans* (G3) et de nématodes (G5) contribue à diminuer la proportion du groupe écologique G1. Cependant, depuis cette date, la proportion du groupe G1 a à nouveau augmenté et subi des fluctuations depuis (Figure 31). En 2017, sur le banc de la Ravine (BV03), la proportion d'espèces du groupe G1 diminue en raison de l'augmentation du nombre d'individus de l'espèce *Cerastoderma edule* (G3). Les sites de la baie des Veys ont vu une diminution de la proportion de taxa du groupe G1.

Pour 17 couples année/station, les proportions des cinq groupes écologiques calculées doivent être considérées avec précaution (Tableau 9). Certains descripteurs (S : richesse spécifique, N : abondance moyenne (ind.0,1m⁻²) et %NA : pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique) ne respectent en effet pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique.

Tableau 9 : Résumé des descripteurs (S : richesse spécifique, N : abondance moyenne (ind.0,1m⁻²) et %NA : pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique) ne respectant pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique des communautés intertidales des eaux de transition.

Sites	Années	S	N	%NA
BL1	2014	5	23,93	52,2
BO17	2014	23	310,36	26,1
BO2	2014	19	55,71	61,5
BV01	2014	26	92,5	20,9
MI19	2014	2	4	0
SIMF14	2014	7	200,71	42,5
PI2	2014	4	40,8	50
R96	2014	4	3,6	77,8
BL1	2017	10	107,94	78,3
BO2	2017	22	35,35	32,1
BO7	2017	32	7,64	34,4
BV01	2017	32	57,36	30,4
BV04	2017	10	2,43	8,2
MI19	2017	3	150,96	0
PI11	2017	9	62,07	37
PI2	2017	15	342,15	62,7
SIMF14	2017	17	89,68	31,9

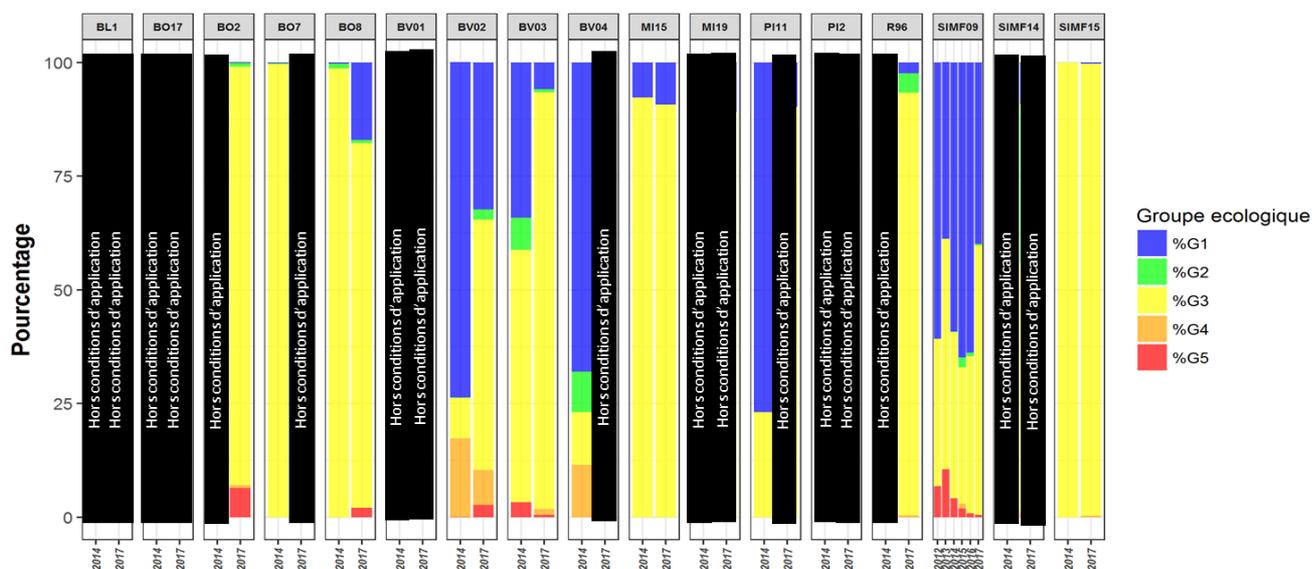


Figure 31 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés intertidales des eaux de transition (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

3.4. Masses d'eau de transition en domaine subtidal

Les sites subtidaux suivis dans les masses d'eau de transition sont tous localisés dans la partie aval de l'estuaire de la Seine (masse d'eau FRHT03). Tous les sites ont été suivis en 2017.

3.4.1. Caractéristiques sédimentaires

Les sédiments des sites subtidiaux de baie de Seine sont tous caractérisés, selon la classification de Blott & Pye en 2001 (Figure 32) et comme l'illustre la médiane granulométrique (D50 - Figure 33A), par des sables plus ou moins envasés. Cependant, ces sédiments deviennent hétérogènes à l'est du banc du Ratier (DCE15) et au site de Villerville (SSMF11). L'indice de Trask (So) indique que les sédiments sont plutôt homogènes (valeurs inférieures à 2,5), à l'exception des sites DCE8 et DCE15 en 2017 (Figure 33B). Une diminution de la teneur en matière organique est notable sur les sites DCE5, 8, 15 et 17 entre 2014 et 2017.

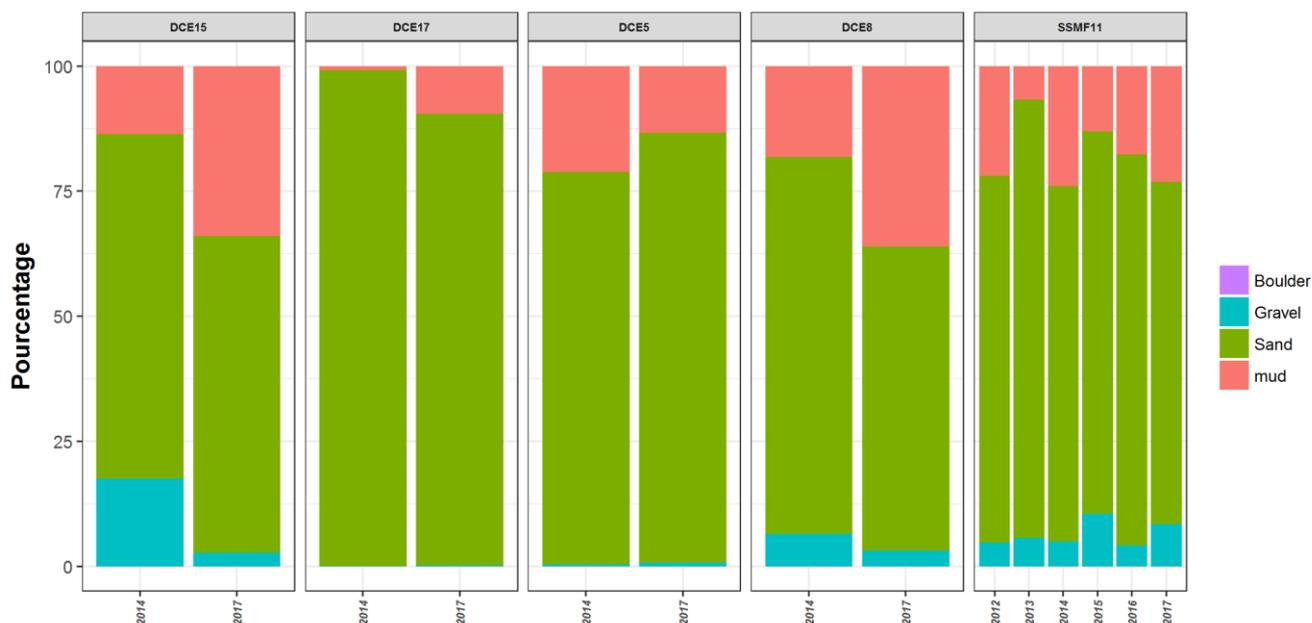


Figure 32 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites subtidiaux des eaux de transition sur le plan de gestion 2012-2017.

Pour ces différents paramètres, aucune variation notable n'est à noter pour le site SSMF11 depuis 2015.

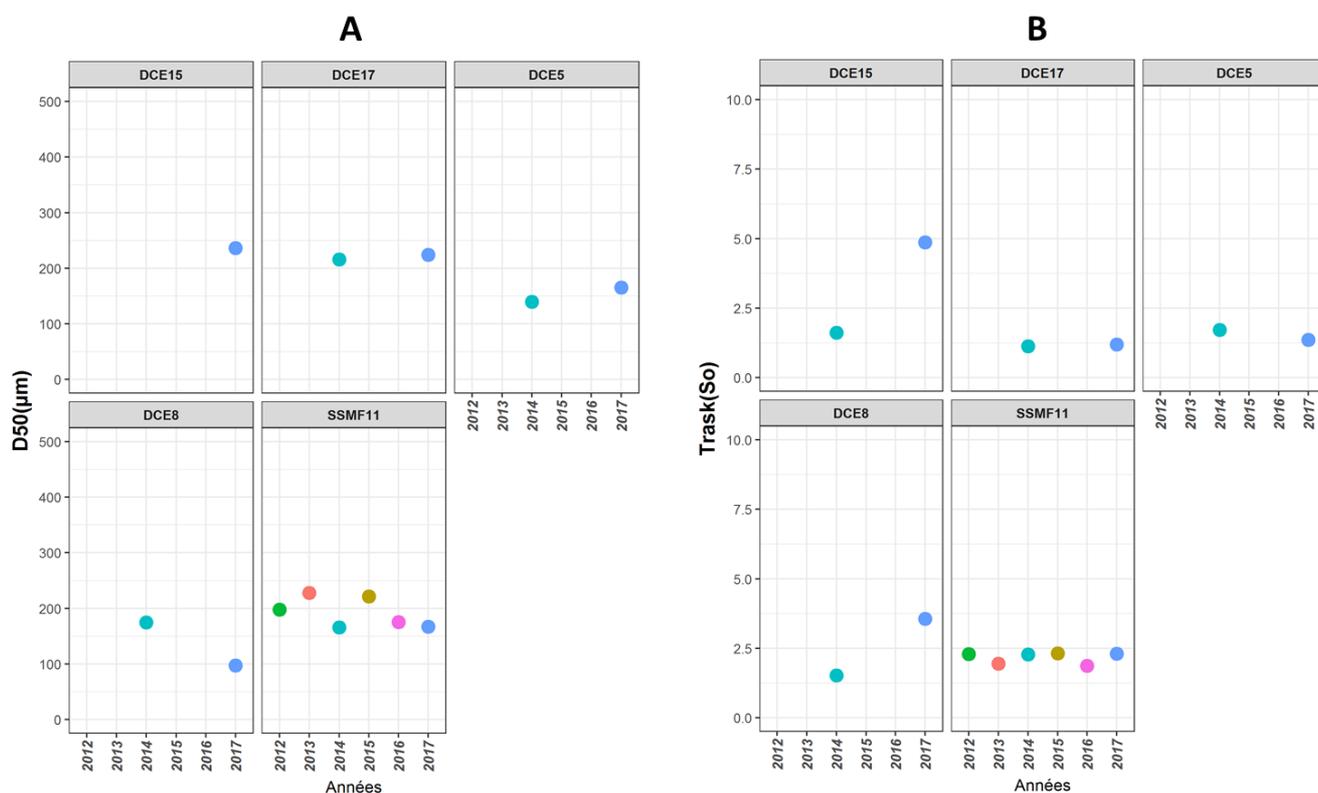


Figure 33 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites subtidiaux des eaux de transition entre 2012 et 2017. A : médiane granulométrique (D50), B : indice de Trask (So)

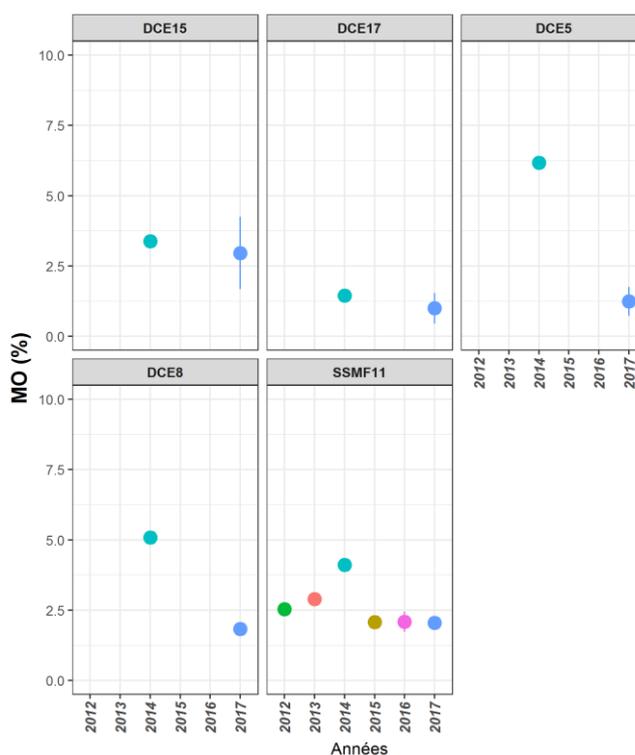


Figure 34 : Evolution de la teneur en matière organique au sein des sédiments subtidiaux des sites côtiers en domaine intertidal, 2012-2017 : teneur en matière organique (MO)

3.4.2. Caractéristiques faunistiques

Abondances

L'abondance moyenne des cinq sites subtidaux situés en eaux de transition durant la période 2012-2017 est de $268 \pm 90 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$, avec une abondance moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ maximale de $1060 \pm 425 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$ atteinte sur le site de Villerville (SSMF11) en 2017 (SSMF11 ; Figure 35). En 2017, sur ce site, l'abondance atteint sa plus forte valeur.

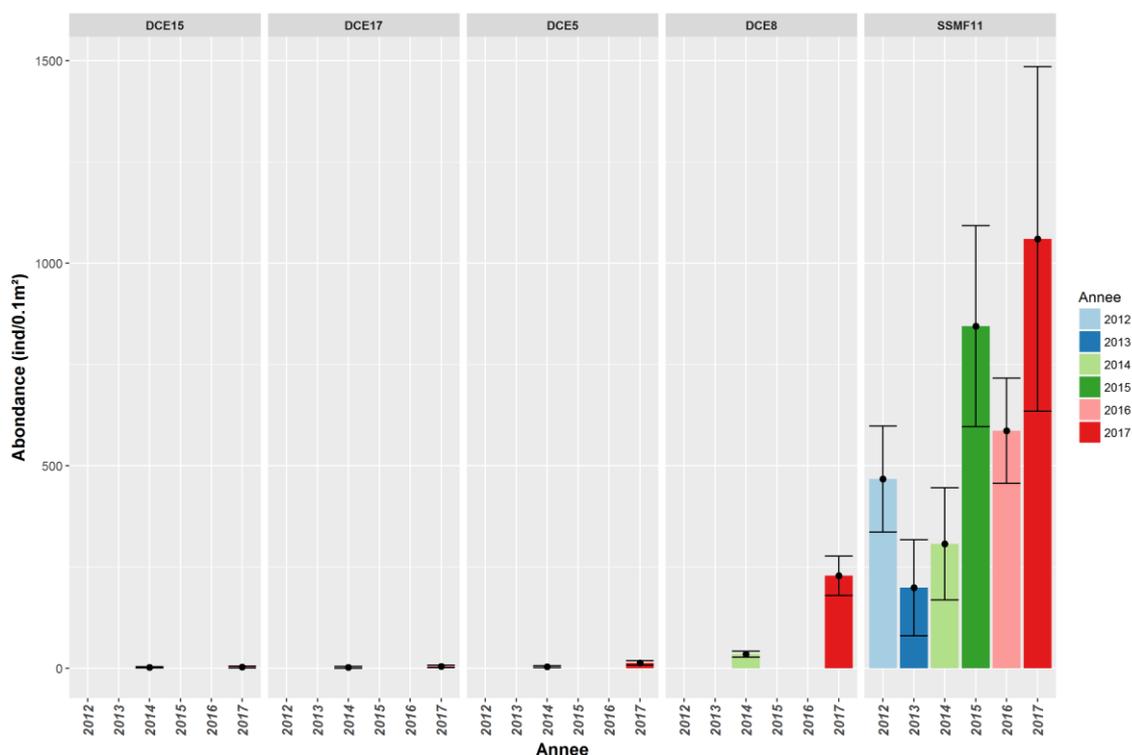


Figure 35 : Abondance moyenne (ind.0,1m⁻²) aux sites subtidaux situés en domaine de transition (2012-2017). Barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne ± écart-type.

Indices de diversité : Richesse taxinomique (S) et Indice de Piélu (J')

Un total de 250 taxa a été identifié entre 2012 et 2017 sur l'ensemble des sites subtidaux des eaux de transition. La richesse moyenne₂₀₁₂₋₂₀₁₇ sur l'ensemble des cinq sites est de 56 ± 4 taxa, avec un maximum de 160 ± 9 taxa atteint au site de Villerville (SSMF11) en 2017 et un minimum de 2 ± 1 taxa au site DCE17 (face à la zone portuaire de Honfleur) en 2014 (Figure 36).

Les individus sont globalement bien répartis entre les différents taxa. Sur l'ensemble des suivis, 64% des indices de Piélu (J') calculés par couples années-sites sont supérieurs à 0,6 et 36% sont compris entre 0,4 et 0,6 (Figure 37).

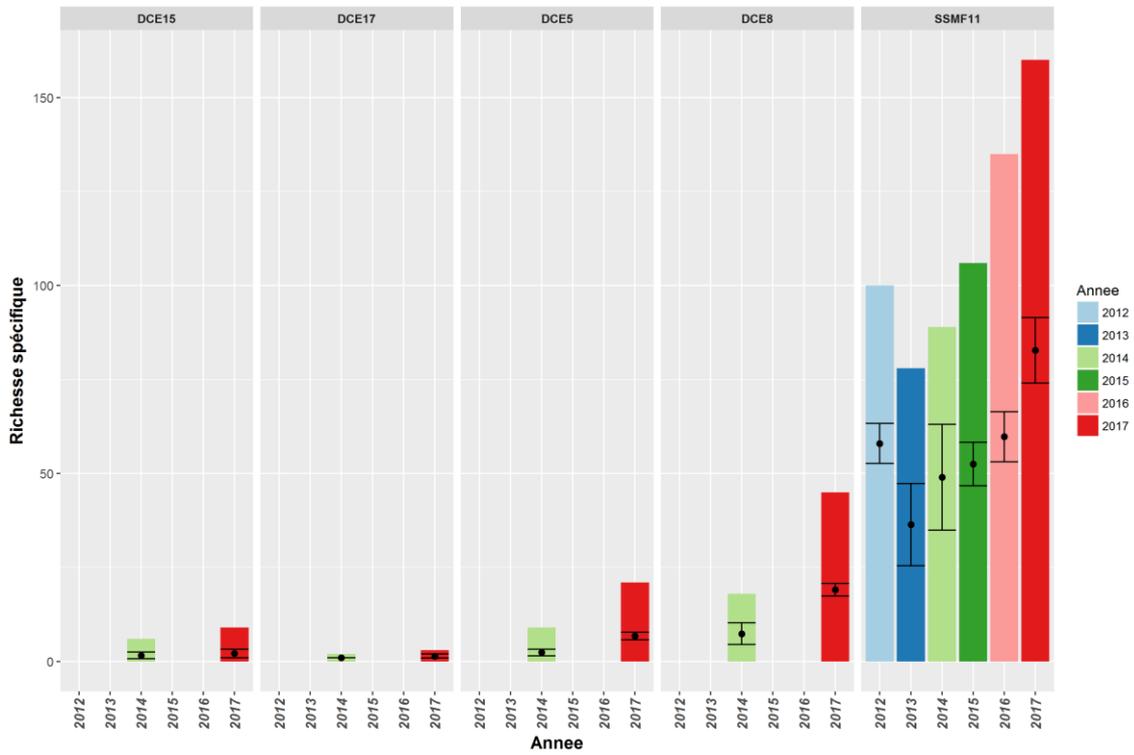


Figure 36 : Richesse taxinomique (S). Sites subtidiaux situés en eaux de transition (2012-2017). Barres colorées : richesse totale, points noirs : richesse moyenne \pm écart-type.

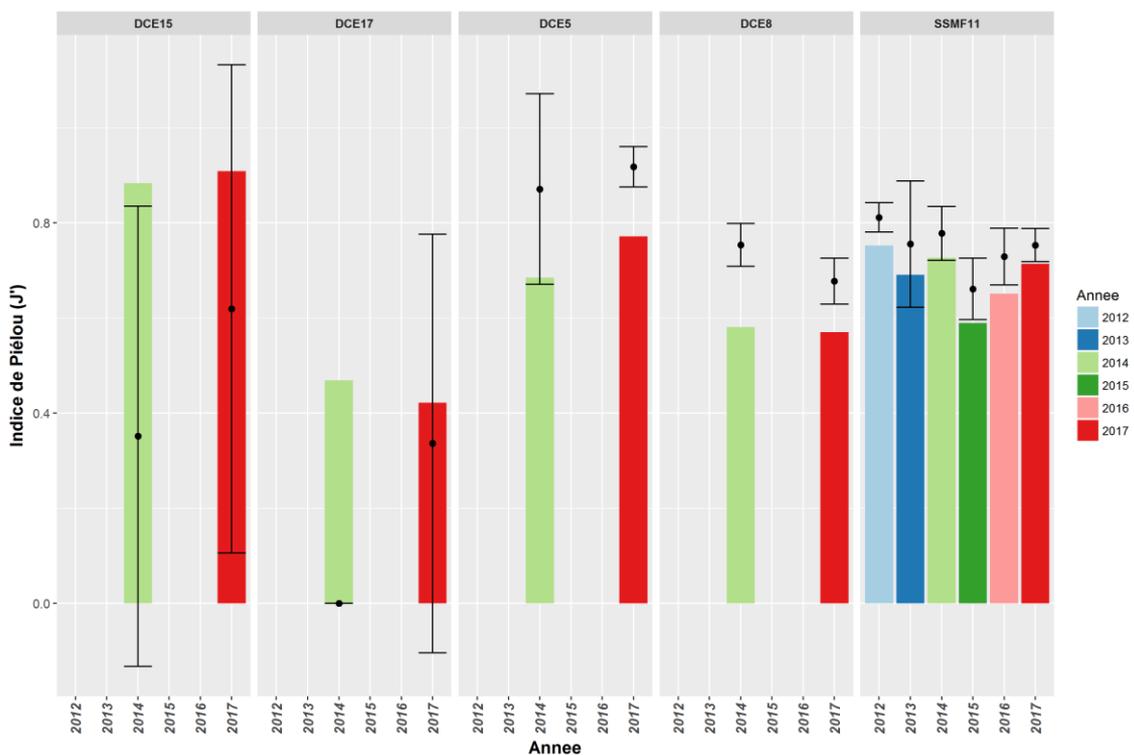


Figure 37 : Indice de Piérou (J'). Sites subtidiaux situés en eaux de transition (2012-2017). Barres colorées : indice de Piérou total, points noirs : indice de Piérou moyen \pm écart-type.

Détermination des communautés

Les groupes déterminés *a priori* grâce à la Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité (distance de Bray-Curtis) entre les sites en domaine subtidal des masses d'eau de transition sont significativement différents (PerMANOVA, p -value < 0,05 ; Figure 38).

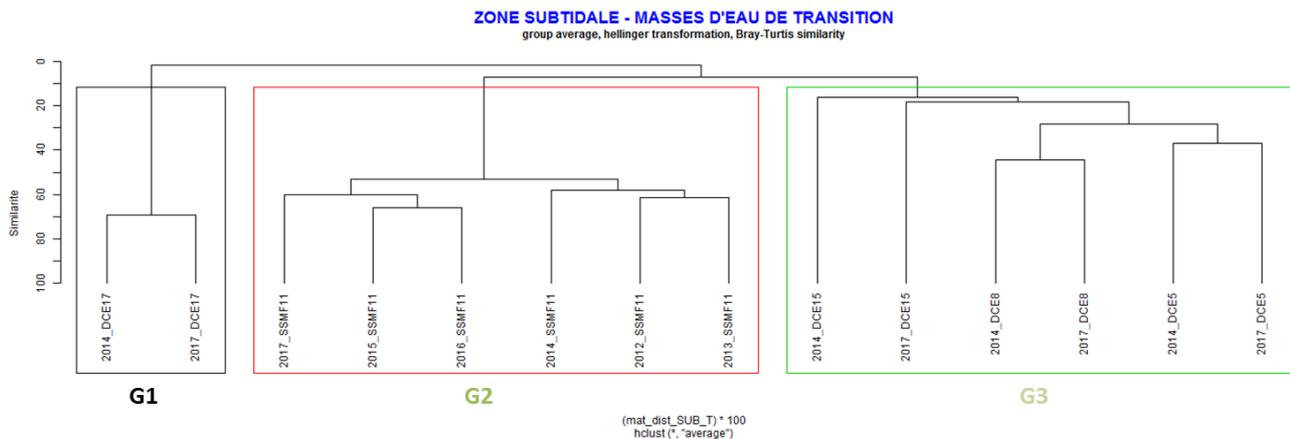


Figure 38 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites subtidaux situés en eaux de transition.

Le site d'Honfleur (DCE17) constitue à lui seul un premier groupe 1 (G1, $n=2$; Figure 38). L'abondance moyenne et la richesse taxonomique moyenne y sont les plus faibles (respectivement 4 ± 3 ind. $0,1m^{-2}$ et $2,5 \pm 0,3$ taxa). L'amphipode *Haustorius arenarius* est caractéristique du groupe.

Le groupe 2 (G2, $n=6$; Figure 38) est constitué de l'ensemble des années de suivi du site situé vers Villerville (SSMF11). L'abondance moyenne et la richesse taxonomique sont les plus élevées, respectivement 577 ± 199 ind. $0,1m^{-2}$ et 111 ± 9 taxa. 48 taxa caractérisent ce groupe, parmi lesquels les amphipodes *Abludomelita obtusata* et *Ampelisca tenuicornis*, les mollusques *Antalis vulgaris* et *Corbula gibba*, la cumacé *Bodotria scorpioides* et les annélides polychètes *Aonides oxycephala*, *Caulleriella alata*, *Chaetozone gibber*, *Galathowenia oculata* et *Gattyana cirrhosa*.

Le groupe 3 (G3, $n=6$; Figure 38) est constitué des autres sites de l'estuaire de Seine (DCE5, DCE8 et DCE15). L'abondance moyenne y est de 48 ± 11 ind. $0,1m^{-2}$ (Figure 39A). La richesse taxonomique moyenne y est de 18 ± 1 taxa (Figure 39B). L'espèce caractéristique de ce groupe est le crustacé *Crangon crangon*.

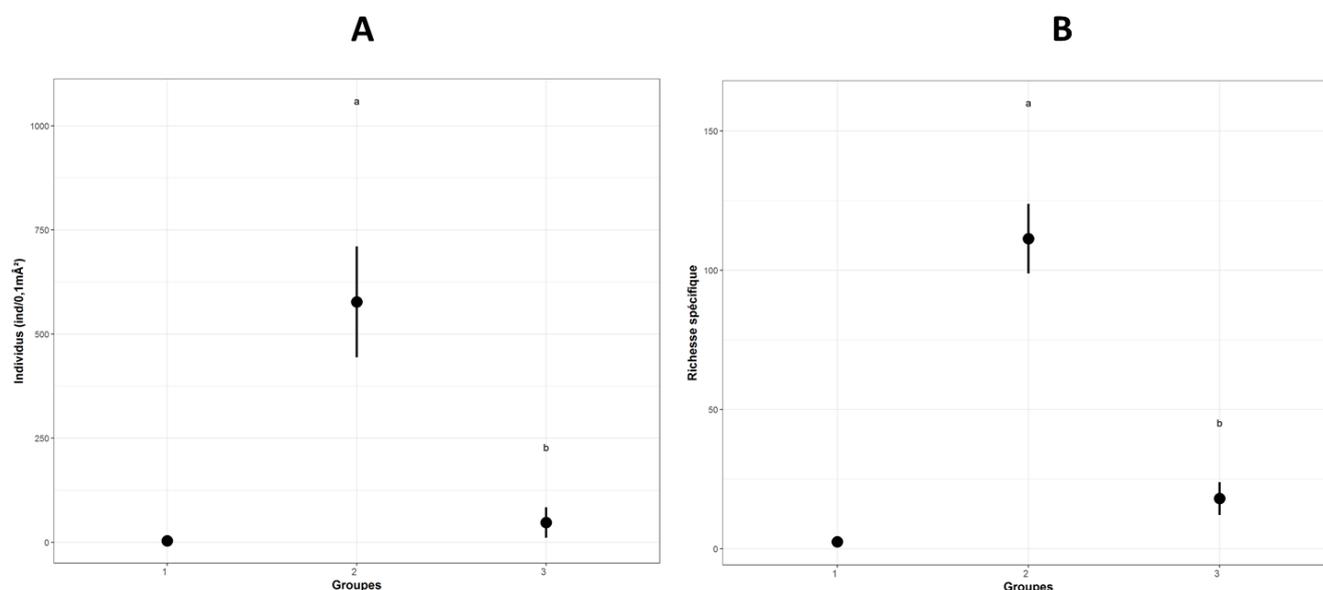


Figure 39 : Abondance (A) et Richesse (B) des assemblages subtidaux situés en domaine de transition déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Les groupes (a et b) ont été définis par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

Les assemblages subtidaux de l'estuaire de la Seine sont dominés par des espèces appartenant aux groupes écologiques G1 et G2. En 2017, le site DCE8 a vu une augmentation notable des taxa du groupe G3 (avec une forte hausse des abondances des *Abra alba* et *Kurtelia bidentata* et des arrivées de taxa du G3, comme *Ampharete lindstroemi* ou *Polydora*).

Le site d'appui de Villerville (SSMF11) présente une variabilité due à l'augmentation de la proportion de taxa appartenant au groupe écologique G3 en 2017 (avec de fortes abondances des Capitellidae, des németes et des nématodes).

Pour cinq couples année/station, les proportions des cinq groupes écologiques calculées doivent être considérées avec précaution (encadrés noirs ; Figure 40). Certains descripteurs (S : richesse spécifique, N : abondance moyenne (ind.0,1m⁻²) et %NA : pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique) ne respectent pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique (Tableau 10).

Tableau 10 : Résumé des descripteurs (S : richesse spécifique, N : abondance moyenne (ind.0,1m⁻²) et %NA : pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique) ne respectant pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique des stations subtidales situées en eaux de transition.

Sites	Années	S	N	%NA
DCE15	2014	6	2,4	25
DCE17	2014	2	2,5	0
DCE5	2014	9	4	5
SSMF11	2016	135	586,4	25,2
DCE15	2017	9	2,8	27,3
DCE17	2017	3	4,6	0

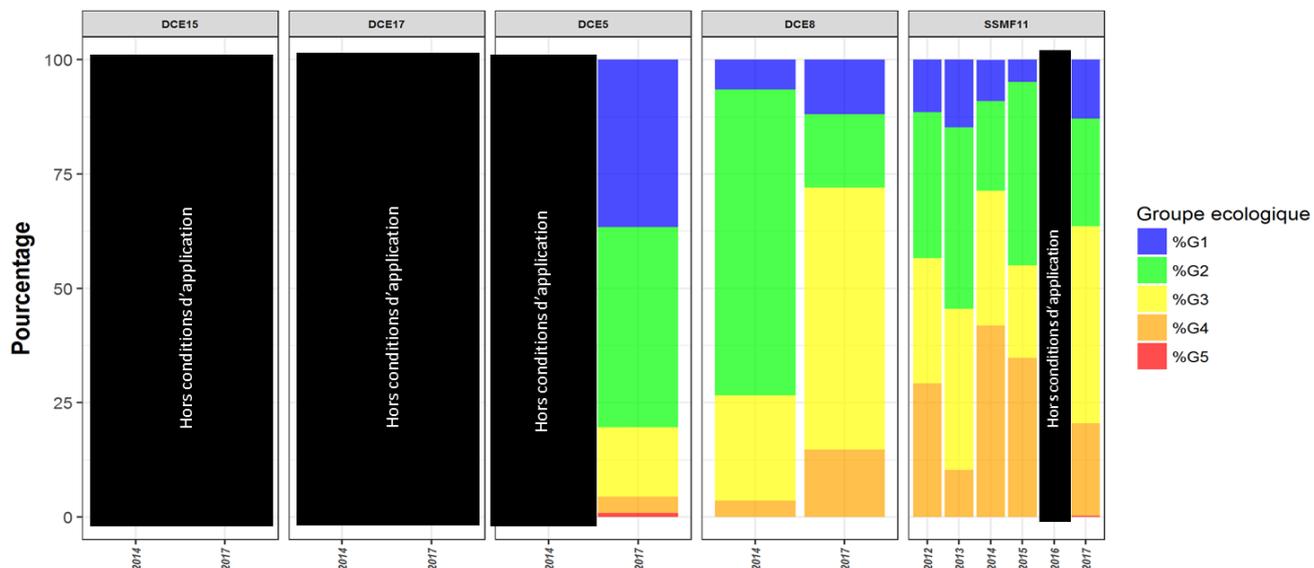


Figure 40 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine subtidal des eaux de transition (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

4. Synthèse 2017 des indices benthiques.

Depuis la mise en place de la surveillance en 2007, les paramètres biologiques benthiques pour la classification de l'état écologique des masses d'eau côtières et de transitions ont été suivis *a minima* aux fréquences recommandées par l'article 1.3.4 de l'annexe V de la DCE.

L'Agence de l'Eau Seine-Normandie a souhaité renforcer ces fréquences d'observation sur les éléments invertébrés benthiques depuis 2010 (14 sites d'appui suivis annuellement sur 46 stations suivies tous les trois ans) et angiospermes depuis 2012 (trois stations à herbiers à *Zostera marina*).

Comme préconisé par l'article 1.4.1. de l'annexe V de la DCE, les résultats sont exprimés comme des Ratio de Qualité Ecologique (EQR) allant de zéro à un. Ils sont divisés en cinq classes dont les bornes sont spécifiques à chaque paramètre. Les valeurs proches de zéro représentent le « mauvais » état écologique et les valeurs proches de un le « très bon » état écologique.

La classification de l'état écologique d'une masse d'eau se fait par le plus déclassant des résultats du contrôle biologique et physico-chimique. Le classement de la masse d'eau est représenté par un code couleur (Tableau 11). Si c'est une masse d'eau fortement modifiée, le classement est illustré par le même code couleur avec des hachures égales de gris.

Tableau 11 : Grilles d'évaluations de la qualité écologique des masses d'eau des paramètres benthiques : faune invertébré benthique (FAU), angiospermes (ANG).

	Mauvais	Médiocre	Moyen	Bon	Très bon	
FAU (M-AMBI)	[0;0,2]	[0,21;0,39]	[0,4;0,53]	[0,54;0,77]	[0,78;1]	Borja <i>et al.</i> (2012)
ANG (EQR)	[0;0,19]	[0,2;0,39]	[0,4;0,59]	[0,6;0,79]	[0,8;1]	Carletti & Heiskanen (2009)

Le Tableau 12 synthétise les derniers résultats disponibles du contrôle biologique benthique. Ces résultats sont fournis à titre indicatif, car actuellement tous les indices utilisés en France ne sont pas intercalibrés au niveau européen. Un indicateur a été choisi et intercalibré pour les masses d'eaux de transition pour les macro-invertébrés benthiques. Cependant, à la date de rédaction de ce manuscrit, son calcul n'a pas encore été mis en œuvre. Il est donc très important de ne pas réduire l'évaluation de la qualité écologique des masses d'eau à une couleur, les valeurs des indices et la classification qui en découle ne devant être utilisées qu'avec l'appui des spécialistes.

Tableau 12 : Synthèse 2017 des derniers résultats du contrôle biologique des éléments de qualité benthique : faune invertébré benthique (FAU), angiospermes (ANG).

Masses d'eau	FAU (2011-2016)	ANG (2017)
HC01	0,78	0,89
HC02	0,83	
HC03	0,92	0,69
HC04	0,85	
HC60	0,96	
HC61M	0,87	
HC07		
HC08		
HC09	0,92	0,47
HC10	0,7	
HC11		
HC12		
HC13	0,88	
HC14	0,81	
HC15	0,88	
HC16M	0,88	
HC17		
HC18	0,88	
HT03M		
HT04M		
HT05M		
HT06M		0,74

5. Opérations programmées en 2018 et 2019

En 2018, les actions menées ont été les suivantes :

- Le suivi stationnel des macroinvertébrés de substrats meubles des sites d'appui dans les masses d'eau côtières et de transition.
- Le suivi surfacique et stationnel des herbiers à angiospermes marines :
 - Herbiers à Zostères marines :
 - Stationnel : La totalité des 5 herbiers a été échantillonnée.
 - Herbiers à Zostères naines :
 - Stationnel : les deux herbiers à *Zostera noltei* ont été échantillonnés.

Pour l'année 2019, le volet benthique comprendra les éléments de qualité suivants :

- Le suivi stationnel des macroinvertébrés de substrats meubles des sites côtiers et d'appui dans les masses d'eau côtières et de transition.
- Le suivi surfacique et stationnel des herbiers à angiospermes marins :
 - Herbiers à Zostères marines :
 - Stationnel : les cinq herbiers à *Zostera marina* seront échantillonnés.
 - Surfacique : l'évaluation surfacique des herbiers de Chausey et de la côte Ouest-Cotentin est planifiée.
 - Herbiers à Zostères naines :
 - Stationnel : 2 herbiers à *Zostera noltei* seront échantillonnés
 - Surfacique : l'évaluation surfacique des herbiers de Brévands et de saint-Vaast-la-Hougue est planifiée.

6. References bibliographiques

- Anderson M.J. (2005). PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson M.J., Legendre P. (1999). An empirical comparison of permutation methods for tests of partial regression coefficients in a linear model. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 62: 271-303.
- Bajjouk T., Guillaumont B., Michez N., Thouin B., Croguennec C., Populus J., Louvel-Glaser J., Gaudillat V., Chevalier C., Tourolle J., Hamon D. (2015). Classification EUNIS, Système d'information européen sur la nature : Traduction française des habitats benthiques des Régions Atlantique et Méditerranée. Vol. 1. Habitats Littoraux. 231 pp. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00271/38222/>
- 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.
- 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.
- 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.
- Borja A., Franco J., Pérez V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114.
- 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., Elliott M., Henriksen P., Marbà N. (2012). Transitional and coastal waters ecological status assessment: advances and challenges resulting from implementing the European Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 704: 213-229.
- Carletti A., Heiskanen A.S. (2009). Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters. JRC-IES EUR 23838 EN/3. 244 pp.
- Clarke K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- 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.
- Friedman G. M., Sanders J. E. (1978). Principles of Sedimentology. Wiley, New-York.
- Fournier J., Bonnot-Courtois C., Paris R., Voltaire O., Le Vot M. (2012). Analyses granulométriques, principes et méthodes. CNRS, Dinard, 99 pp.
- Fournier J., Gallon R.K., Paris R. (2014). G2Sd: a new R package for the statistical analysis of unconsolidated sediments. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 1/2014 | 2014, 73-78.
- Garcia A., Desroy N., Le Mao P., Miossec L. (2014). Protocole de suivi stationnel des macroinvertébrés benthiques de substrats meubles subtidiaux et intertidaux dans le cadre de la DCE. Façades Manche et Atlantique - Rapport AQUAREF 2014 - 13 p. + Annexes.
- Goyot L., Desroy N., Garcia A., Le Mao P. (2016). Etude des communautés benthiques des sites d'appui des façades Manche et Atlantique (2007-2013) - Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). 20 pp.
- 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. 3 p.
- Guillaumont B., Gauthier E. (2005). Recommandations pour un programme de surveillance adapté aux objectifs de la DCE - Recommandations concernant le benthos marin. 152 pp.

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.

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.

Thorne R.S.J., Williams P., Cao Y. (1999). The influence of the data transformations on biological monitoring studies using macroinvertebrates. *Water Research*, 33: 343-350.

Udden J. A. (1914). Mechanical composition of clastic sediments. *Bulletin of the Geological Society of America*, 25: 655-744.

Wentworth C.K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.