



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), Manuel Rouquette (Ifremer), Vincent Bouchet (LOG), Céline Rolet (GEMEL), Muriel Crouvoisier (LOG)

Date : Juillet 2023

CONTROLE DE SURVEILLANCE BENTHIQUE DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU (2000/60/CE). ANNEE 2020

District Artois-Picardie

Fiche documentaire

Titre du rapport : Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Année 2020. District Artois-Picardie	
Référence interne : ODE/LITTORAL/LERBN-23-015 Diffusion : <input checked="" type="checkbox"/> libre (internet) <input type="checkbox"/> restreinte (intranet) - date de levée d'embargo : AAA/MM/JJ <input type="checkbox"/> interdite (confidentielle) - date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ	Date de publication : 2023/07/31 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 en 2020, sur l'ensemble des masses d'eau côtières et de transition rattachées au district Artois-Picardie. This report deals with results of monitoring carried out in 2020 for the area concerned by the Artois-Picardie 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, Rouquette Manuel, Bouchet Vincent, Rolet Céline, Crouvoisier Muriel (2023). Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Année 2020. District Artois-Picardie. ODE/LITTORAL/LERBN-23-015.	
Disponibilité des données de la recherche :	
DOI :	

Commanditaire du rapport : Agence de l'Eau Artois-Picardie	
Nom / référence du contrat :	
<input type="checkbox"/> Rapport intermédiaire (réf. bibliographique :) <input checked="" type="checkbox"/> Rapport définitif: ODE/LITTORAL/LERBN-23-015/96645)	
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
Manuel Rouquette	Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN
Vincent Bouchet	LOG
Muriel Crouvoisier	LOG
Céline Rolet	GEMEL
Encadrement(s) :	
Destinataire : Arnaud Abadie, responsable mer, Agence de l'Eau Artois-Picardie	
Validé par : Nicolas Desroy / Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN	

Sommaire

1. Rappel du contexte et des obligations imposées par la directive européenne cadre sur l'eau.....	5
1.1. Rappel des attendus relatifs aux éléments de qualité biologique du benthos marin pour la DCE (Guillaumont & Gauthier, 2005)	5
1.2. Rappel des caractéristiques des masses d'eau du district côtier Artois-Picardie.....	6
1.3. Partenaires de la mise en œuvre de la surveillance du compartiment benthique en Artois-Picardie	7
2. Suivi stationnel des macro-invertébrés benthiques	7
2.1. Objectifs de l'étude	7
2.2. Stratégie générale.....	7
2.2.1. Prélèvements et analyses sédimentaires	8
2.2.2. Prélèvements et analyses biologiques.....	9
2.2.3. Traitement des données	10
2.3. Qualification biologique des masses d'eau côtières.....	13
2.3.1. Conditions d'utilisation du M-AMBI	15
2.3.2. Traitement de la base de données	15
3. Résultats	16
3.1. Evolution des caractéristiques sédimentaires.....	16
3.1.1. Domaine intertidal	16
3.1.2. Domaine subtidal	17
3.2. Evolution des caractéristiques faunistiques.....	18
3.2.1. Domaine intertidal	18
3.2.2. Domaine subtidal	21
3.3. Analyses des communautés	23
3.3.1. Domaine intertidal	23
3.3.2. Domaine subtidal	24
3.3.3. Evolution temporelle de la structure des communautés des macro-invertébrés benthiques	25
3.4. Groupes écologiques	26
3.4.1. Domaine intertidal	26
3.4.2. Domaine subtidal	27
4. Synthèse 2020 des indices benthiques.	29
5. Opérations programmées en 2021 et 2022.....	31
6. Références bibliographiques	32
Annexe 1 - Valeurs des groupes écologiques.....	34

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 Artois-Picardie

Le district côtier Artois-Picardie est composé de cinq masses d'eau côtières et de quatre masses d'eau de transition (Figure 1). Au total, quatre masses d'eau côtières ont été retenues pour le contrôle de surveillance ainsi que deux masses d'eau de transition (cf. Guérin *et al.*, 2007 pour la présentation des caractéristiques générales et biologiques des masses d'eau).

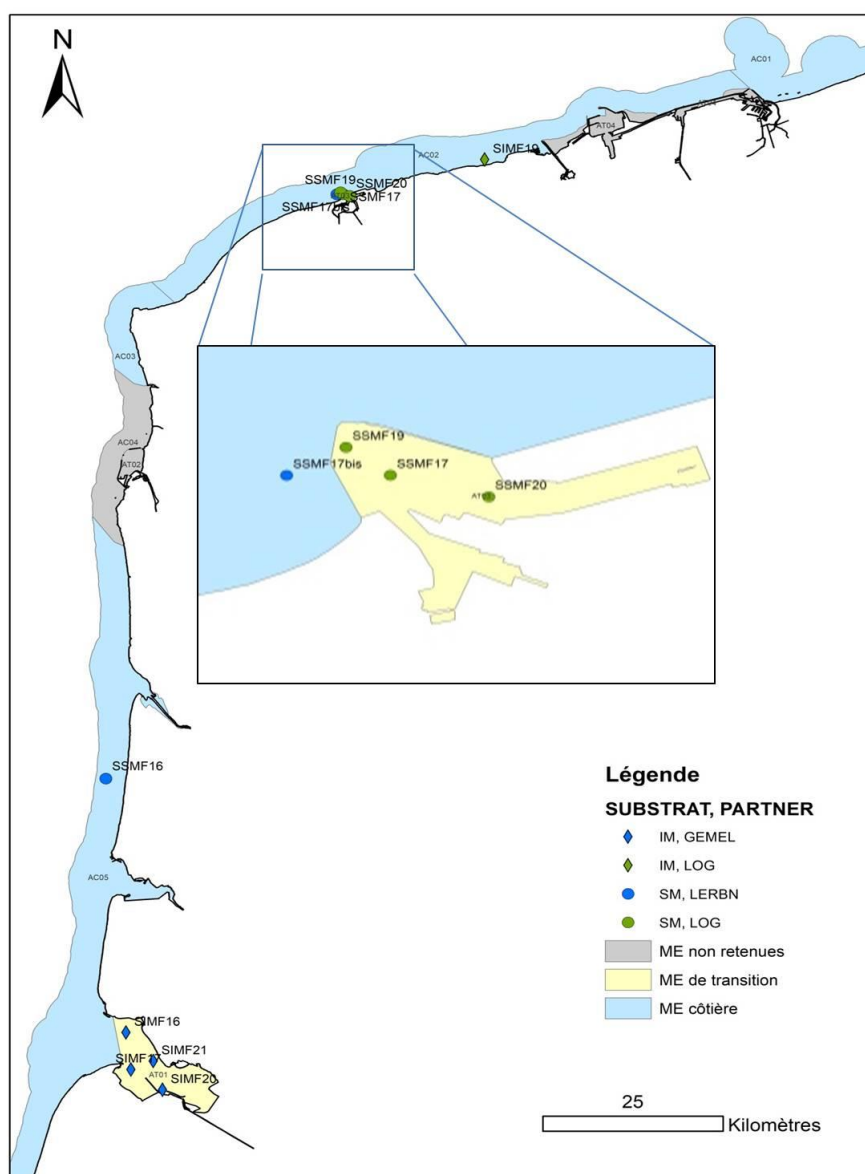


Figure 1 : Localisation des sites d'échantillonnage des éléments de qualité « Macro-Invertébrés Benthiques des substrats meubles » lors du suivi 2020 et partenaires impliqués.

1.3. Partenaires de la mise en œuvre de la surveillance du compartiment benthique en Artois-Picardie

Afin d'assurer la bonne réalisation du contrôle de surveillance pour l'année 2020, trois partenaires ont été sollicités pour le suivi de l'élément de qualité « Macro-Invertébrés benthiques de substrats meubles » (Tableau 1) : le Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences (LOG), le Groupe d'Etudes des Milieux Estuariens et Littoraux (GEMEL) et le Laboratoire Environnement Ressources Bretagne Nord (LERBN / Ifremer).

Tableau 1 : Répartition entre partenaires des sites de prélèvements. IM : Intertidal Meuble, SM : Subtidal Meuble, CS : Contrôle de Surveillance, SA : Site d'Appui

Partenaires	Sites	Masse d'eau	Substrat	Statut
Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences	SSMF17 SM	AT03M	SM	SA
	SSMF19 - CALPORext-CalaisSM	AT03M	SM	CS
	SSMF20 - CALPORint-CalaisSM	AT03M	SM	CS
	SIMF19 - Oye IM	AC02	IM	SA
GEMEL	SIMF16 - Le Crotoy IM	AT01	IM	SA
	SIMF17 - Cayeux IM	AT01	IM	CS
	SIMF20-3_25 - StValery IM	AT01	IM	CS
	SIMF21-5_18 - Le Crotoy IM	AT01	IM	CS
LERBN	SSMF16 SM	AC05	SM	SA
	SSMF17bis - Calais SM	AT03M	SM	SA

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 Artois-Picardie et l'évaluation de leur qualité biologique. Les macro-invertébrés benthiques constituent 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 (...) »

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" (cf Tableau 1) 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.

2.2. Stratégie générale

En 2020, le suivi concernait les sites en masses d'eau de transition ainsi que les sites d'appui. Une analyse des tendances temporelles est à venir. Ainsi, cinq sites subtidiaux et cinq sites intertidaux ont été échantillonnés. Les cinq sites subtidiaux à échantillonner sont : le site SSMF16, situé en face de la commune de Merlimont (site d'appui depuis 2013), les sites SSMF17 (site d'appui depuis le début du suivi) et SSMF17 bis (site d'appui depuis 2011), situés à proximité du port de Calais, et les sites SSMF19 et SSMF20, situés dans le port de Calais. Les sites intertidaux SIMF16, SIMF17, SIMF20 et SIMF21 (Baie de Somme) et SIMF19 (Oye Plage) venaient compléter les sites échantillonnés. Les coordonnées des sites sont présentées au Tableau 2.

Néanmoins, l'année 2020 a été marquée par des restrictions liées à la pandémie mondiale du coronavirus (SARS-CoV-2). De plus, une avarie technique lors de l'échantillonnage en zone subtidale (perte d'engin) s'est produite suite aux conditions météorologiques lors de la campagne. Or, au vu des conditions climatiques et des conditions écologiques de reproduction de la faune benthique pouvant générer des modifications des communautés en place liées au recrutement, il a été stipulé que tout échantillonnage au-delà de la fin mai 2020 ne pourrait entrer dans le calcul de l'indicateur. Ceci a eu pour effet une annulation de l'échantillonnage d'un certain nombre de points et notamment la SSMF16 et la SSMF17bis pour la façade Artois-Picardie.

Tableau 2 : Coordonnées géographiques des sites étudiés (ME : Masses d'Eau, CS : Contrôle de Surveillance, SA : Site d'Appui, DDD : Degrés Décimaux).

Sites	Localité	ME	Statut	Latitude (DDD)	Longitude (DDD)
SIMF16 - Le Crotoy IM	Le Crotoy	AT01	CS	50,2440132	1,5739515
SIMF17 - Cayeux IM	Cayeux	AT01	CS	50,2116858	1,5800652
SIMF20-3_25 - StValery IM	St-Valery-sur-Somme	AT01	CS	50,1939521	1,6195579
SIMF21-5_18 - Le Crotoy IM	Le Crotoy	AT01	CS	50,2190554	1,6079757
SSMF16 SM	Merlimont	AC05	SA	50,4650165	1,5488612
SSMF17 SM	Calais	AT03M	SA	50,9700115	1,8450279
SSMF17bis - Calais SM	Calais	AT03M	SA	50,9700051	1,8366928
SSMF19 - CALPORext-Calais SM	Calais	AT03	CS	50,9717174	1,8414669
SSMF20 - CALPORint-Calais SM	Calais	AT03	CS	50,9687008	1,8529173

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 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.

2.2.2. 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 m²), à raison de neuf répliquats (trois prélèvements sur chacun des trois passages pour un même site, Figure site, Figure 2). Le nombre de répliquats et les dates de prélèvement sont résumés dans le tableau 3

Tableau 3.

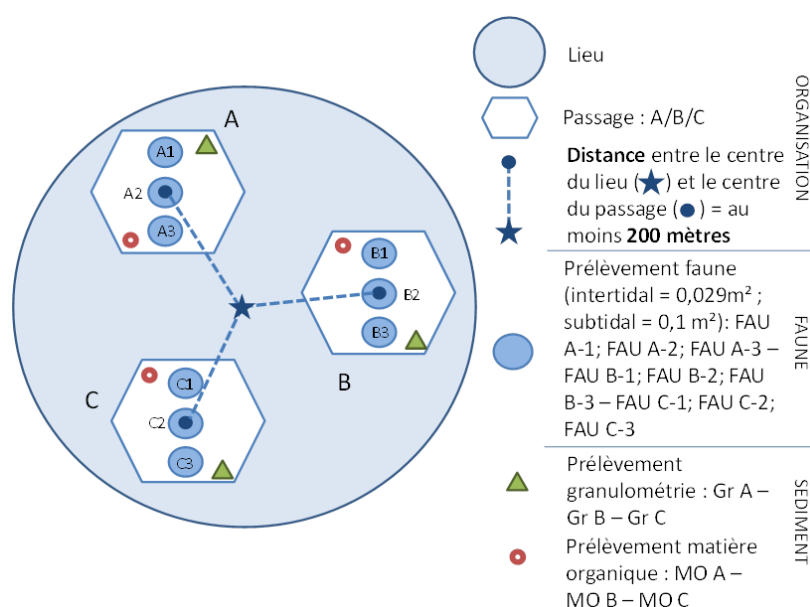


Figure 2 : Organisation des prélèvements dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macroinvertébrés benthiques de substrats meubles de la DCE (Garcia et al., 2014).

Tableau 3 : RESUME - Rappel des modalités de prélèvements dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macroinvertébrés benthiques de substrats meubles de la DCE (faune). NE : non échantillonnée

Substrat	Engin d'échantillonnage	Nombre de prélèvements	Sites	Masse d'eau	Date
IM	Carottier à main (0,029 m ²)	9 (3 x 3)	SIMF16 - Le Crotoy IM	AT01	10/09/2020
			SIMF17 - Cayeux IM	AT01	10/09/2020
			SIMF20-3_25 - StValery IM	AT01	11/09/2020
			SIMF21-5_18 - Le Crotoy IM	AT01	09/09/2020
			SIMF19 - Oye IM	AC02	24/06/2020
SM	Benne Van Veen (0,1 m ²)	9 (3 x 3)	SSMF16 SM	AC05	NE
			SSMF17 SM	AT03M	27/05/2020
			SSMF17bis - Calais SM	AT03M	NE
			SSMF19 - CALPORext-Calais SM	AT03M	09/09/2020
			SSMF20 - CALPORint-Calais SM	AT03M	09/09/2020

Notons que certaines stations sont échantillonnées à des dates hors protocole. Une harmonisation des dates de prélèvements est en cours, grâce à une intercalibration des prélèvements.

Les prélèvements ont été tamisés sur une maille de 1 mm (ronde pour le domaine subtidal 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).

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 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 (<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) S_o , paramètre de dispersion, où Q_{25} et Q_{75} sont les quartiles (Équation 1).

Équation 1 : indice de Trask S_o

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

Tableau 4 : comparaison des classifications de Blott & Pye (GRADISTAT program, 2001), Udden (1914), Wentworth (1922) et Friedman & 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	Cobbles	Medium boulders	Large
-9	512		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 sand	Very coarse
0	1	Coarse sand	Coarse sand	Coarse
1	500 μ m	Medium sand	Medium sand	Medium
2	250	Fine sand	Fine sand	Fine
3	125	Very fine sand	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 5 issu de Fournier *et al.* (2012) récapitule les classements.

Tableau 5 : 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 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)*, qui correspond au nombre de taxa présents dans une communauté ;
- *L'abondance (N)*, qui correspond au nombre d'individus présent dans 0,1m² ;

- L'indice de Pielou (J'), qui 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 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 ; Shepard 1962a,b; Kruskal 1964a,b, Clarke, 1993) 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)

$$IndVal_{(groupek,espècej)} = 100 \times A_{kj} \times B_{kj}$$

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 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 (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 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 dépositives 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	- dépositives 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	dépositives de sub-surface
V	Opportunistes de premier ordre	- prolifèrent dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface	dépositives

- 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.

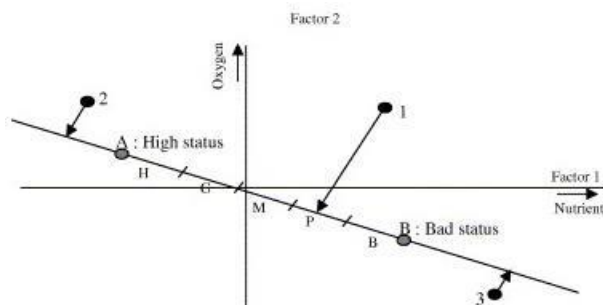


Figure 3 : Définition du statut des stations échantillonnées par projection sur l'axe factoriel défini par les conditions de référence (d'après Bald et al., 2005).

En Artois-Picardie, 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 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 structurelle 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

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

Nous rappelons ici qu'un certain nombre de couples stations-2020 sont absents du fait concomitant de la pandémie mondiale du coronavirus (SARS-CoV-2) et d'une avarie technique.

3.1. Evolution des caractéristiques sédimentaires

3.1.1. Domaine intertidal

La Figure 4 présente la granulométrie des sites échantillonnés en domaine intertidal pour la période 2015-2020.

Selon la classification de Blott & Pye (2001), l'ensemble des sites échantillonnés est caractérisé par des sables plus ou moins envasés (Figure 4).

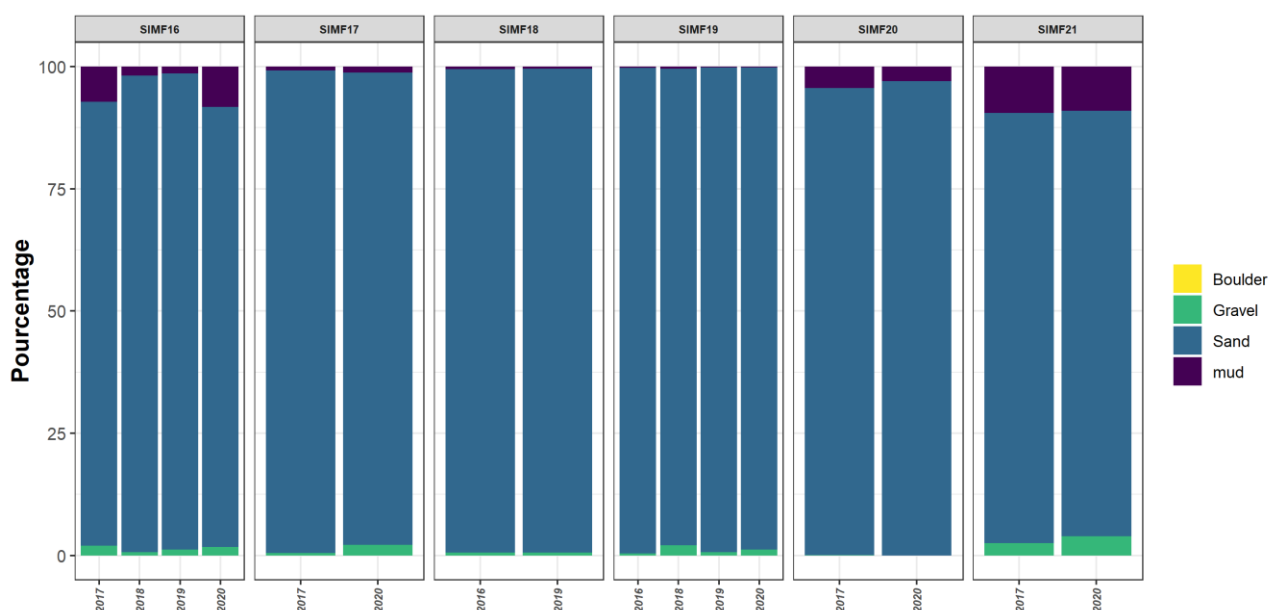


Figure 4 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites du domaine intertidal (SIMF) sous contrôle de surveillance (MEC et MET).

En 2018, les deux stations intertidales (SIMF16 et SIMF19) sont devenues sites d'appui et sont depuis échantillonnées chaque année.

Les valeurs de la médiane granulométrique sont restées stables sur l'ensemble des sites côtiers ou de transition (Figure 5A). L'indice de Trask So indique que les sédiments des sites intertidaux côtiers ou de transition sont homogènes (valeurs inférieures à 2,75 ; Figure 5B). Les valeurs de teneur en matière organique restent faibles (< 5% ; Figure 5C).

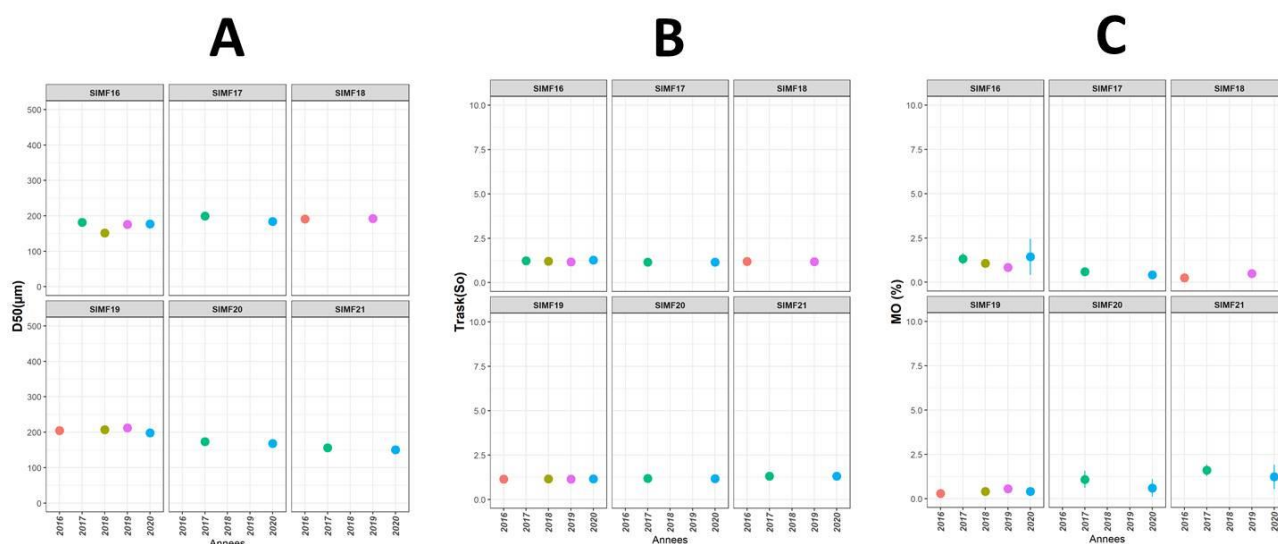


Figure 5 : Evolution des paramètres sédimentologiques associés depuis 2015 en domaine intertidal. A : médiane granulométrique (D50), B : indice de Trask (So), C : teneur en matière organique (MO).

3.1.2. Domaine subtidal

La Figure 6 présente la granulométrie globale des sites échantillonnés en domaine subtidal pour la période 2015-2020.

Selon la classification de Blott & Pye (2001), les sites échantillonnés sont caractérisés par des sables plus ou moins envasés (SSMF17 et SSMF17bis, et certaines années de la SSMF19) ou par des sables légèrement graveleux (SSMF15, SSMF16, SSMF18, SSMF19 et SSMF20; Figure 6). Aux sites SSMF17 et SSMF17bis, la proportion en graviers est variable au cours du temps. Le sédiment du site SSMF17 est décrit depuis 2015 comme une « vase sableuse légèrement graveleuse » et celui du site SSMF17bis, comme un « sable vaseux légèrement graveleux » (Figure 6).



Figure 6 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites du domaine subtidal (SSMF) sous contrôle de surveillance (MEC et MET).

En 2020, la valeur de la médiane granulométrique est restée stable la totalité des sites côtiers ou de transition, à l'exception de la SSMF17 où il a diminué (Figure 7A). Les sédiments des sites subtidaux côtiers ou de transition sont homogènes (valeurs de l'indice de Trask inférieures à 2,75), à l'exception des sites SSMF17et SSMF20 qui présente un sédiment « très mal classé » (Figure 7B).

Les valeurs de teneur en matière organique restent stables et faibles (< 5%), à l'exception du site SSMF17 où le taux avoisine les 5% (Figure 5C).

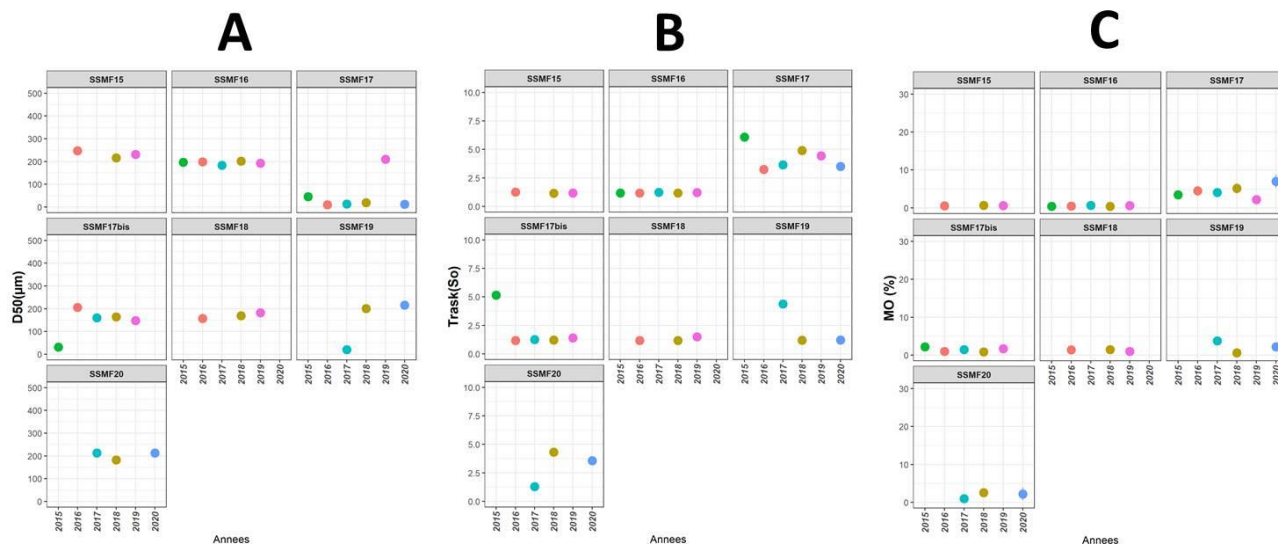


Figure 7 : Evolution des paramètres sédimentologiques associés depuis 2015 en domaine intertidal. A : médiane granulométrique (D50), B : indice de Trask (So), C : teneur en matière organique (MO).

3.2. Evolution des caractéristiques faunistiques

3.2.1. Domaine intertidal

Abondances

L'abondance moyenne sur les sites intertidaux durant la période 2015-2020 est de 535 ± 306 ind. $0,1m^{-2}$, avec une abondance moyenne₂₀₁₅₋₂₀₂₀ maximale atteinte sur le site de la Maye en 2017 (SSMF16 : 2305 ± 8 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 8A). Cette forte valeur est due aux abondances élevées du gastéropode *Peringia ulvae*. L'abondance moyenne₂₀₁₅₋₂₀₂₀ minimale est observée sur le site de Oye-Plage en 2019 (SSMF19 : 3 ± 3 ind. $0,1m^{-2}$). Les évolutions des abondances des sites suivis en 2020 sont variables en fonction des sites : en augmentation aux sites SSMF16, SSMF17 et en légère diminution sur les autres sites (Figure 8A et B).

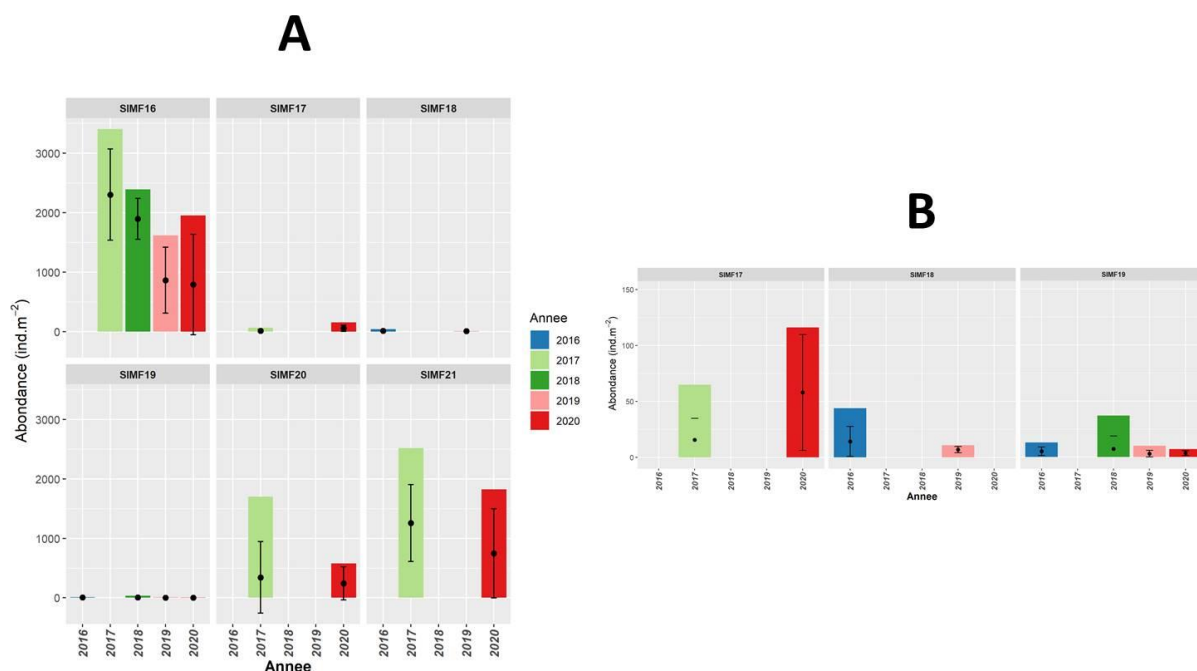


Figure 8 : Abondance moyenne (ind.0,1m⁻² ± écart-type). Sites intertidaux pour la période 2015-2020. A : toutes les stations ; B : zoom sur les stations SIMF17, SIMF18 et SIMF19 (barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne et écart-type)

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

Un total de 55 taxa a été identifié entre 2015 et 2020 sur l'ensemble des sites intertidaux. La richesse spécifique moyenne₂₀₁₅₋₂₀₂₀ sur l'ensemble des sites est de 5 ± 2 taxa, avec une valeur moyenne₂₀₁₅₋₂₀₂₀ maximale atteinte sur le site du Crotoy en 2020 (SIMF21 : 10 ± 2 taxa) et une valeur moyenne₂₀₁₅₋₂₀₂₀ minimale observée sur le site de Oye-Plage en 2019 (SIMF19 : 2 ± 1 taxa ; Figure 9).

La proportion d'individus est plus ou moins bien équilibrée entre les taxa. Sur l'ensemble des suivis 2015-2020, 48% des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont supérieurs à 0,5. De plus, les écarts-types sont faibles, ce qui signifie que les échantillons sont homogènes. Néanmoins, il reste utile d'échantillonner plusieurs réplicats pour avoir une bonne représentativité de la communauté en place. La valeur J' calculée au site SIMF16 en 2017 est la plus faible (J'=0,17 ; Figure 10). Elle illustre la dominance en termes d'abondance du gastéropode *Peringia ulvae*.

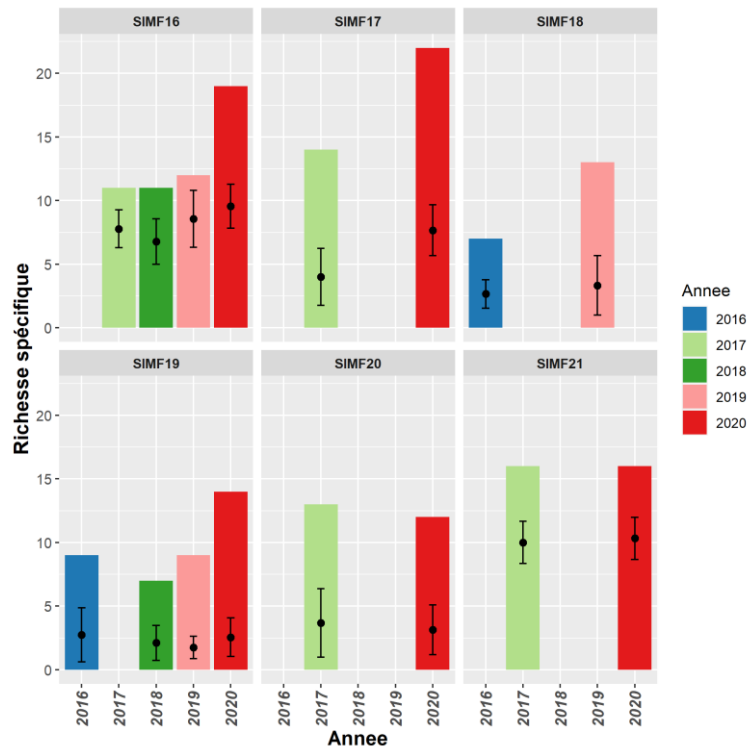


Figure 9 : Richesse taxonomique (S) des sites en domaine intertidal - 2015-2020 (barres colorées : richesse cumulée des passages, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

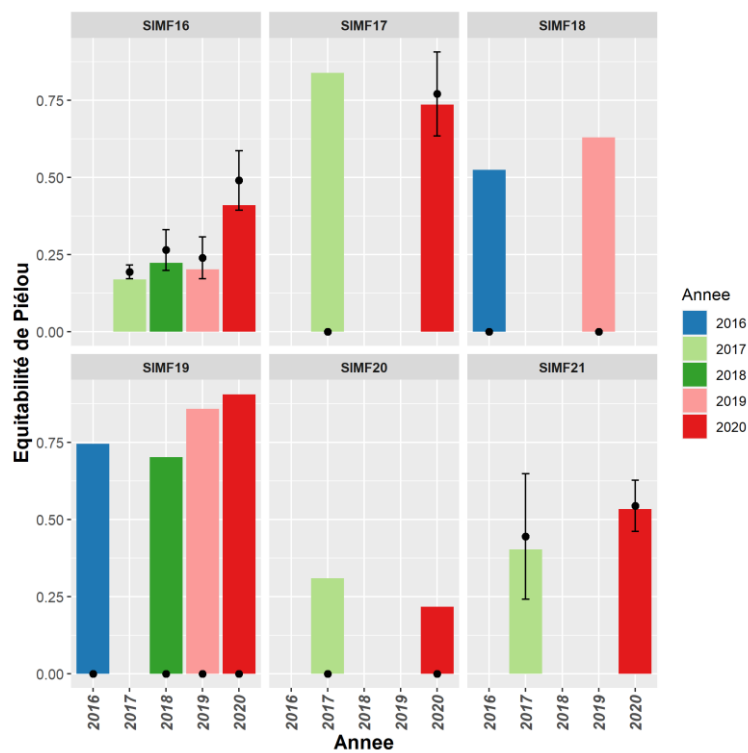


Figure 10 : Indice de Piélou (J') - sites en domaine intertidal - 2015-2020 (barres colorées : indice de Piélou total, points noirs : indice de Piélou moyen et écart-type).

3.2.2. Domaine subtidal

Abondances

L'abondance moyenne sur les sites subtidaux durant la période 2015-2020 est de 553 ± 569 ind. $0,1m^{-2}$, avec une abondance moyenne₂₀₁₅₋₂₀₂₀ maximale atteinte sur le site de Calais extérieur en 2017 (SSMF17bis : 2424 ± 4555 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 11). Cette abondance particulière est due à la dominance de l'annélide polychète *Lanice conchilega* et du bivalve *Abra alba*. L'abondance moyenne₂₀₁₅₋₂₀₂₀ minimale est observée sur le site SSMF20 en 2017 (14 ± 17 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 11). Les abondances en 2020 sont globalement plus faibles que celles des années antérieures, à l'exception de la station SSMF20 située à l'intérieur du port de Calais (Figure 11), ce qui s'observe également dans la valeur moyenne des abondances. Cette diminution générale des abondances est quasi continue depuis 2017.

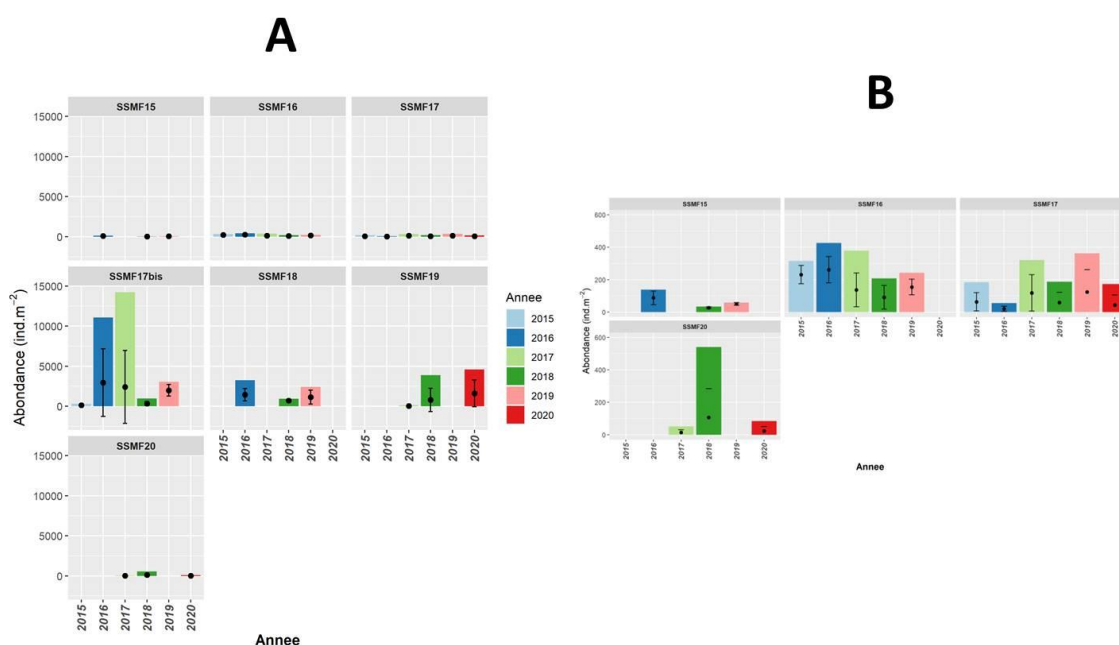


Figure 11 : Abondance moyenne (ind. $0,1m^{-2} \pm$ écart-type). Sites subtidaux pour la période 2015-2020. A : toutes les stations ; B : zoom sur les stations SSMF15, SSMF16, SSMF17 et SSMF20 (barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne et écart-type)

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

Un total de 379 taxa a été identifié entre 2015 et 2020 sur l'ensemble des sites subtidaux. La richesse spécifique moyenne₂₀₁₅₋₂₀₂₀ sur l'ensemble des sites est de 25 ± 6 taxa, avec des valeurs moyennes₂₀₁₅₋₂₀₂₀ maximale atteinte enregistrée sur un site de Calais intérieur en 2019 (SSMF9 : 54 ± 15 taxa) et minimale observée à la station SSMF17 en 2016 (5 ± 2 taxa ; Figure 12).

Au cours de cette période, la répartition des individus au sein des taxa est majoritairement équilibrée. Sur l'ensemble des suivis, 80% des indices de Piélou (J') calculés par couple année/site sont supérieurs à 0,5. Cependant, les écarts-types sont très variables dans le temps mais souvent élevés, ce qui signifie que les échantillons sont hétérogènes. Cela confirme la nécessité d'échantillonner plusieurs répliqués pour avoir une bonne représentativité de la communauté en place. La valeur J' calculée au site SSMF17bis en 2016 est la plus faible (J'=0,33 ; Figure 13). Elle reflète la dominance en termes d'abondance de l'annélide polychète *Lanice conchilega* et du bivalve *Abra alba*.

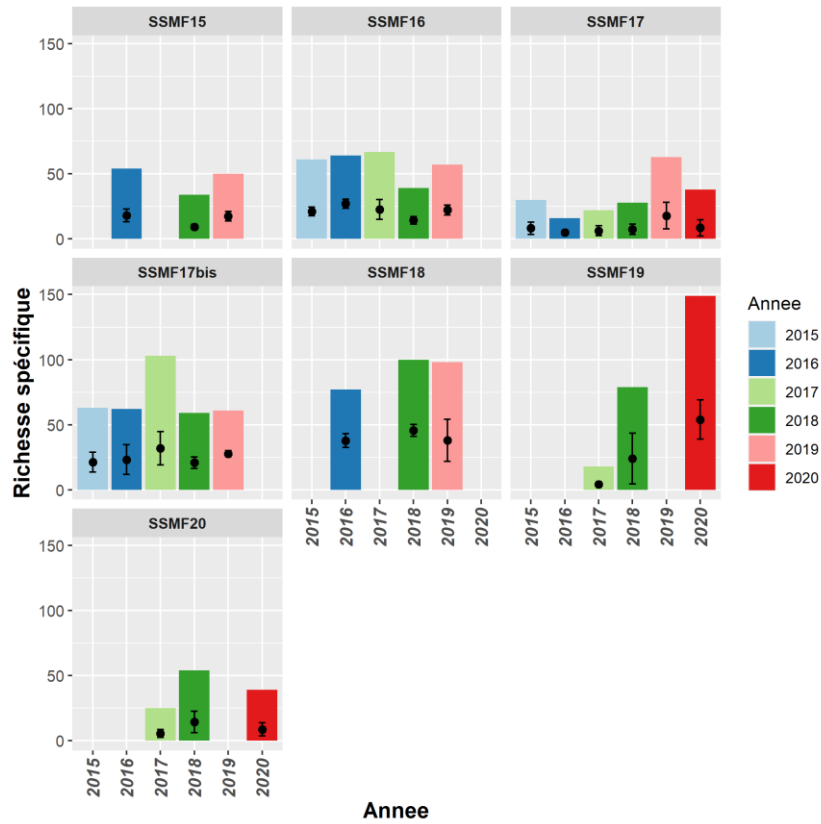


Figure 12 : Richesse taxonomique (S) des sites en domaine subtidal - 2015-2020 (barres colorées : richesse totale, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

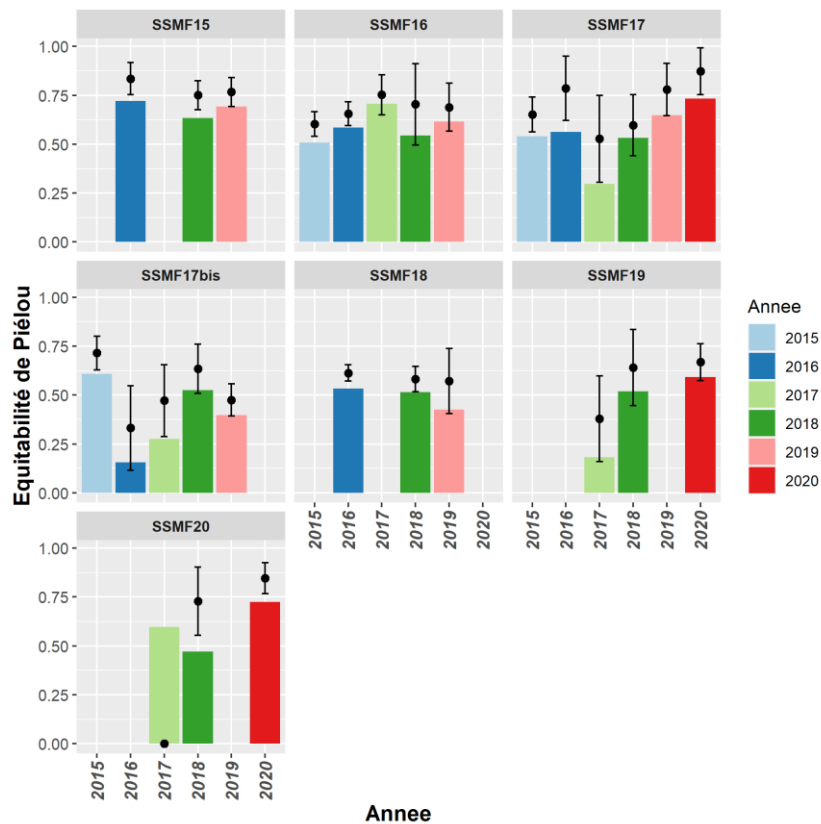


Figure 13 : Indice de Piéluo (J') - sites en domaine subtidal - 2015-2020 (barres colorées : indice de Piéluo total, points noirs : indice de Piéluo moyen et écart-type).

3.3. Analyses des communautés

3.3.1. Domaine intertidal

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 sont significativement différents (PermAnova : p-value < 0,001 ; Figure 14).

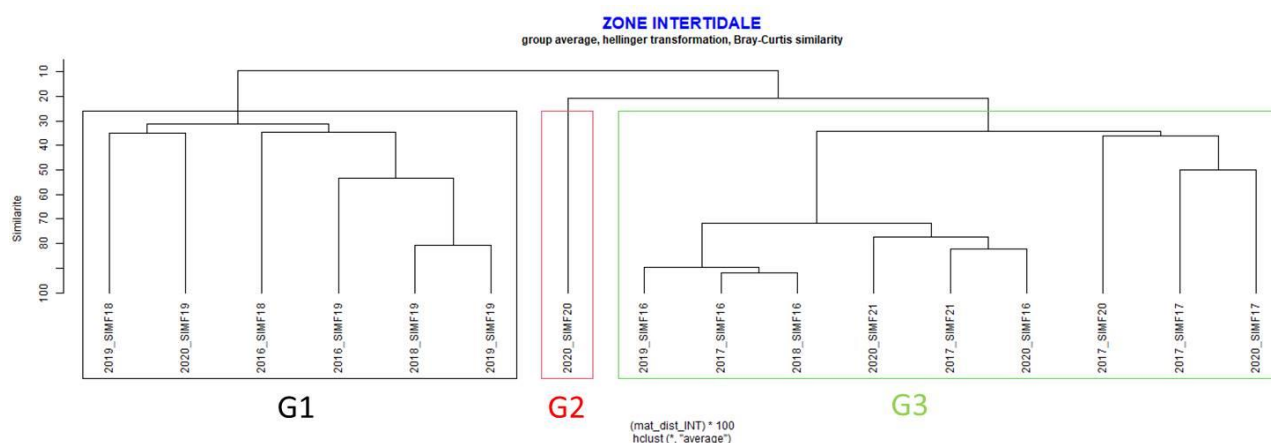


Figure 14 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites en domaine intertidal.

Le premier groupe (G1, n=6 ; Figure 14) est constitué de l'ensemble des années de suivi du site SIMF18 (Merlimont) et SIMF19 (Oye Plage). Ce groupe présente l'abondance ($21 \pm 13 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$; Figure 15B) et la richesse (10 ± 3 taxa ; Figure 15A) les plus faibles. L'annélide polychète *Nephtys cirrosa* et l'amphipode *Urothoe poseidonis* (IndVal ; p-value = 0,0099) en sont les espèces indicatrices.

Le deuxième groupe (G2, n=1 ; Figure 14) est constitué d'un seul site (SIMF20) échantillonné en 2020. Ce site présente une abondance ($833 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$) et une richesse spécifique ($S = 12$ taxa) intermédiaires enregistrées sur la période de suivi (2015-2020 ; Figure 15A et Figure 15B). Les amphipodes *Bathyporeia elegans* et *Corophium volutator* (IndVal ; respectivement p-value = 0,0495 et 0,0396) en sont les espèces indicatrices.

Le troisième groupe (G3, n=9 ; Figure 14) est constitué de toutes les années de suivi des sites de la baie de Somme (SIMF16, SIMF17, SIMF20 et SIMF21), à l'exception de l'année 2020 pour le site SIMF20. Ce groupe présente la plus forte richesse spécifique (15 ± 4 taxa ; Figure 15A) et la plus forte abondance moyenne ($3174 \pm 2706 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$; Figure 15B). L'espèce caractéristique de ce groupe est l'annélide polychète *Eteone longa* (IndVal ; p-value = 0,0099).

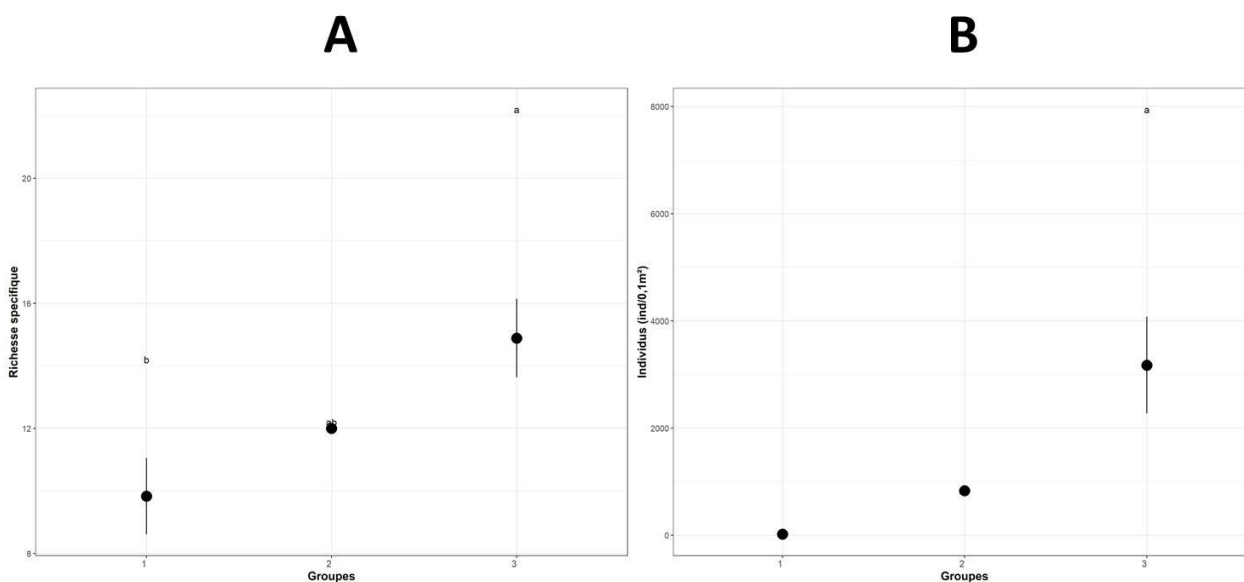


Figure 15 : Abondance (A) et Richesse (B) des assemblages intertidaux côtiers déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Le groupe a a été défini par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

3.3.2. Domaine subtidal

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 sont significativement différents (PermAnova : p-value < 0,001 ; Figure 16).

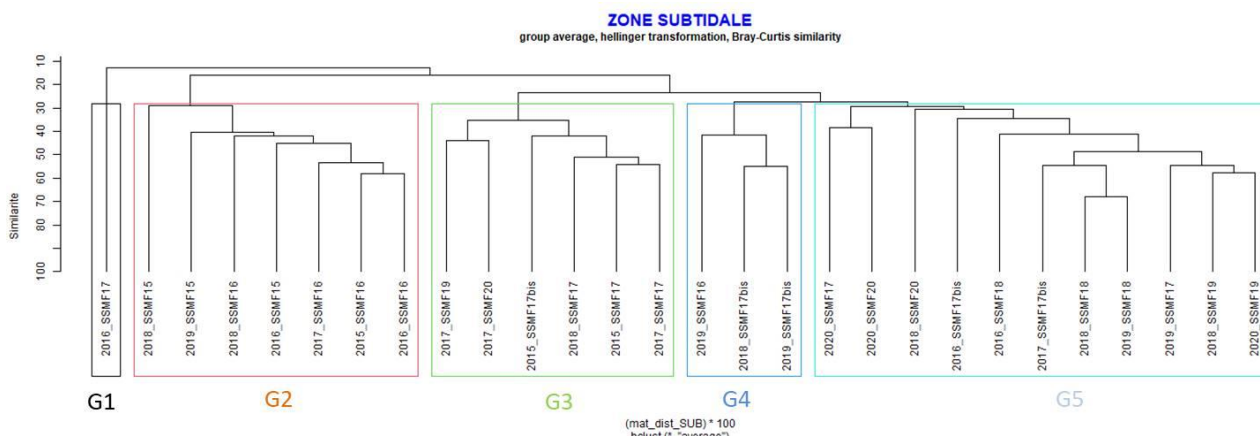


Figure 16 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites en domaine subtidal.

Le groupe 1 (G1 ; n=1) correspond au site d'appui situé à l'intérieur du port de Calais échantillonné en 2016 (SSMF17 ; Figure 16). A cette date, la richesse spécifique (16 espèces) et l'abondance (21 ind.0,1 m⁻²) étaient faibles (Figure 17A et B). Cette année-là, l'échantillonnage ayant été plus tardif, la composition faunistique s'en est trouvée modifiée, comportant notamment beaucoup de juvéniles difficilement identifiables. Les taxa dominants du site sont le bivalve *Limecola balthica* et des juvéniles d'ophiures, d'annélides et de moules.

Le groupe 2 (G2 ; n=7) est constitué l'ensemble des années de suivi des sites situés vers la baie de Somme (SSMF15 et SSMF16, sauf pour l'année 2020 pour ce site). Ce groupe présente une richesse spécifique (53±13 taxa ; Figure 17A) et une abondance (126±89 ind.0,1m⁻² ; Figure 17B) intermédiaires. Un groupe de cinq espèces, déterminées par la méthode de l'IndVal (p-value =

0,0099), sont caractéristiques de ce groupe : l'amphipode *Bathyporeia guilliamsoniana*, l'échinoderme *Echinocardium cordatum*, le bivalve *Tellimya ferruginosa*, la cumacé *Gastrosaccus spinifer* et l'annélide polychète *Scoloplos armiger*.

Le groupe 3 (G3 ; n=6) correspond à des couples années-sites situés à l'intérieur et à l'extérieur du port de Calais (SSMF17 en 2015, 2017, 2018 ; SSMF17bis en 2015 et SSMF19 et SSMF20 en 2017 ; Figure 16). Ce groupe présente une richesse spécifique (31 ± 16 taxa ; Figure 17A) et une abondance (74 ± 48 ind.0,1m⁻² ; Figure 17B) intermédiaires basses. Aucune espèce ne caractérise ce groupe.

Le quatrième groupe (G4, n=3 ; Figure 16) est constitué des couples années-sites suivants : SSMF16 en 2019 et SSMF17bis en 2018 et 2019. Ce groupe présente une richesse spécifique (59 ± 2 taxa ; Figure 17A) et une abondance (831 ± 1013 ind.0,1m⁻² ; Figure 17B) intermédiaires hautes. Des espèces, inféodées à des vases, caractérisent ce groupe : le némerte *Lineus* et les annélides polychètes *Mediomastus fragilis* et *Sthenelais boa*.

Le cinquième groupe (G5, n=11 ; Figure 16) est constitué de tous les sites restants, situés à proximité du port de Calais et en mer du Nord. Ce groupe présente les plus fortes richesse taxonomique 78 ± 33 taxa ; Figure 17A) et abondance (1034 ± 999 ind.0,1m⁻² ; Figure 17B). L'espèce caractéristique de ce groupe est l'annélide *Eumida sanguinea*.

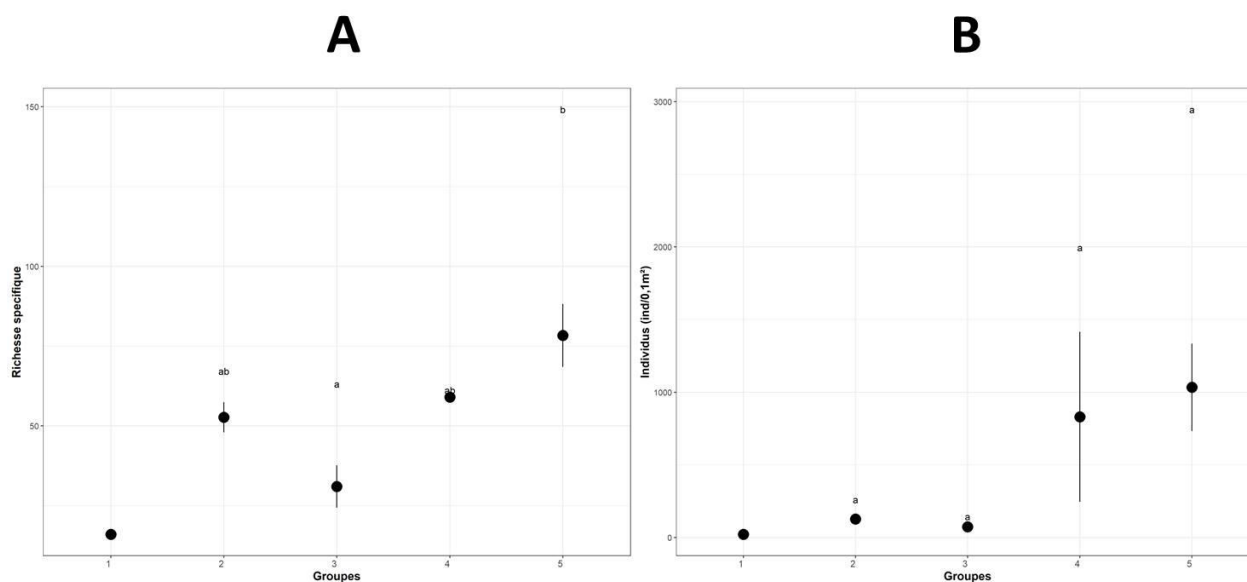


Figure 17 : Abondance (A) et Richesse (B) des assemblages intertidaux côtiers déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Le groupe a a été défini par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

3.3.3. Evolution temporelle de la structure des communautés des macro-invertébrés benthiques

La dynamique des sites échantillonnés entre 2015 et 2020 a été étudiée à l'aide d'une n-MDS. La matrice considérée comprend donc la totalité des données, *i.e.* sites intertidaux et sites subtidaux. La n-MDS (stress = 0,08) basée sur la matrice de distance de Bray-Curtis dissocie naturellement les sites intertidaux et subtidaux (PermAnova, p-value = 0,001 ; Figure 18A). Cette même analyse réalisée entre les années suivies montre que toutes les années sont groupées (Figure 18B). Néanmoins, il peut être observé une légère dissociation entre l'année 2015, le groupe d'années 2016-2018-2019 et le groupe 2017-2020.

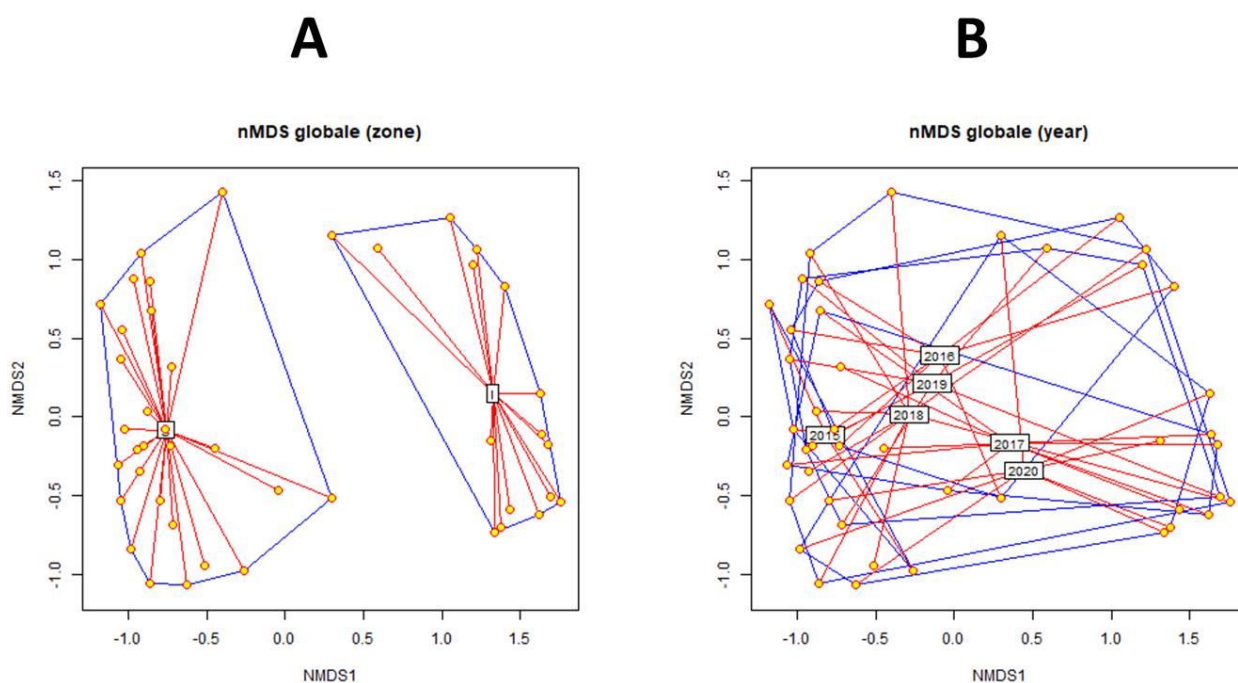


Figure 18 : Diagrammes d'ordination issus de la n-MDS basée sur la matrice de distance (Bray-Curtis) entre sites calculée à partir des abondances spécifique par site après transformation en racine carré. Sites : ●, enveloppes convexes : ◻, étoile de barycentre : ✖. A : groupement par zone (I : intertidal, S : subtidal). B : groupement par années.

3.4. Groupes écologiques

Les valeurs des groupes écologiques sont présentées en annexe 1.

3.4.1. Domaine intertidal

Une grande majorité des communautés du domaine intertidal sont dominées par des taxa appartenant aux groupes écologiques G1 ou G2, caractérisant un bon état écologique, pour les sites situés en zone côtière et par des taxa appartenant au groupe écologique G3 pour les sites situés en zone de transition (Figure 19).

En 2020, tous les sites conservent les mêmes proportions pour les différents groupes.

Aucun couple année/station n'est à considérer avec précaution en 2020 pour le domaine intertidal. Tous les descripteurs (richesse spécifique : S, abondance : N et pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique : %NA) respectent les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique.

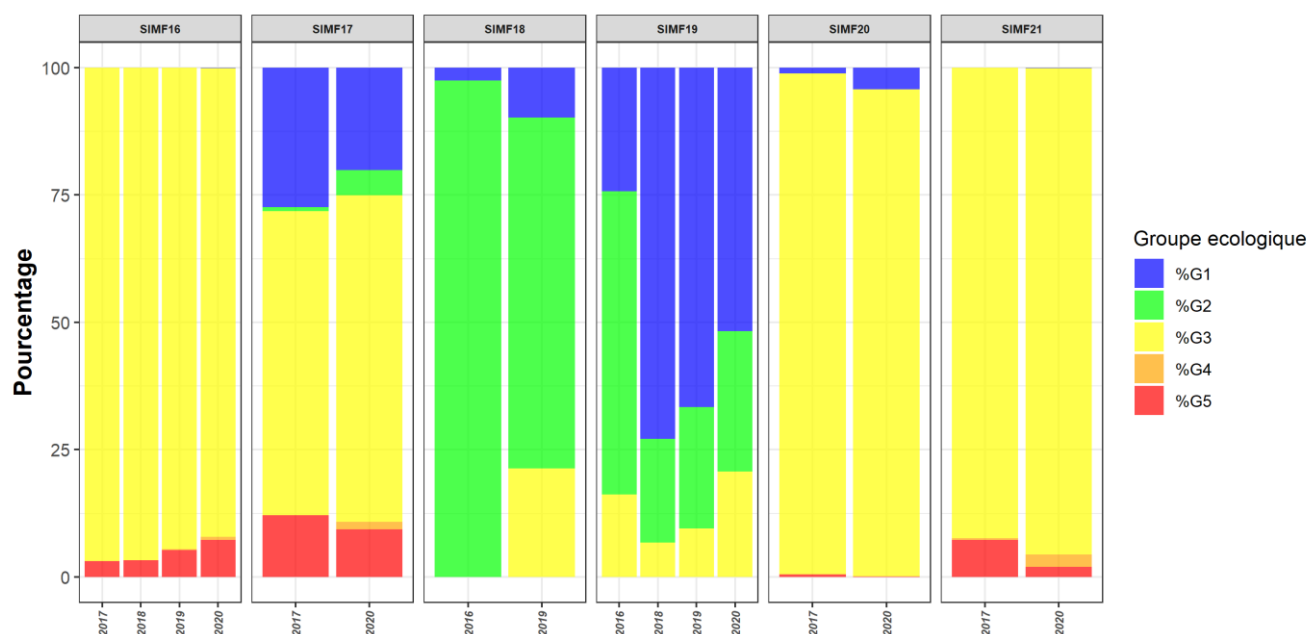


Figure 19 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine intertidal côtier (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

3.4.2. Domaine subtidal

Une grande majorité des communautés du domaine subtidal côtiers sont dominées par des taxa appartenant aux groupes écologiques G1 et G2 caractéristiques du bon état écologique (Figure 20), à l'exception de la station SSMF18 avec une proportion importante de taxa du groupe G5. Les taxa du groupe écologique G3 sont dominants dans les stations subtidales de transition.

En 2020, les sites de transition qui ont pu être échantillonnés voient les proportions des taxa marquant une polluo-sensibilité augmenter.

Pour deux couples année/station (encadrés noirs ; Figure 20), les proportions des cinq groupes écologiques calculées, doivent être considérées avec précaution (Tableau 8). 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 8 : 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 subtidal.

Sites	Année	S	N	%NA
SSMF17bis	2015	63	144	23,9
SSMF17	2016	16	21	68,3

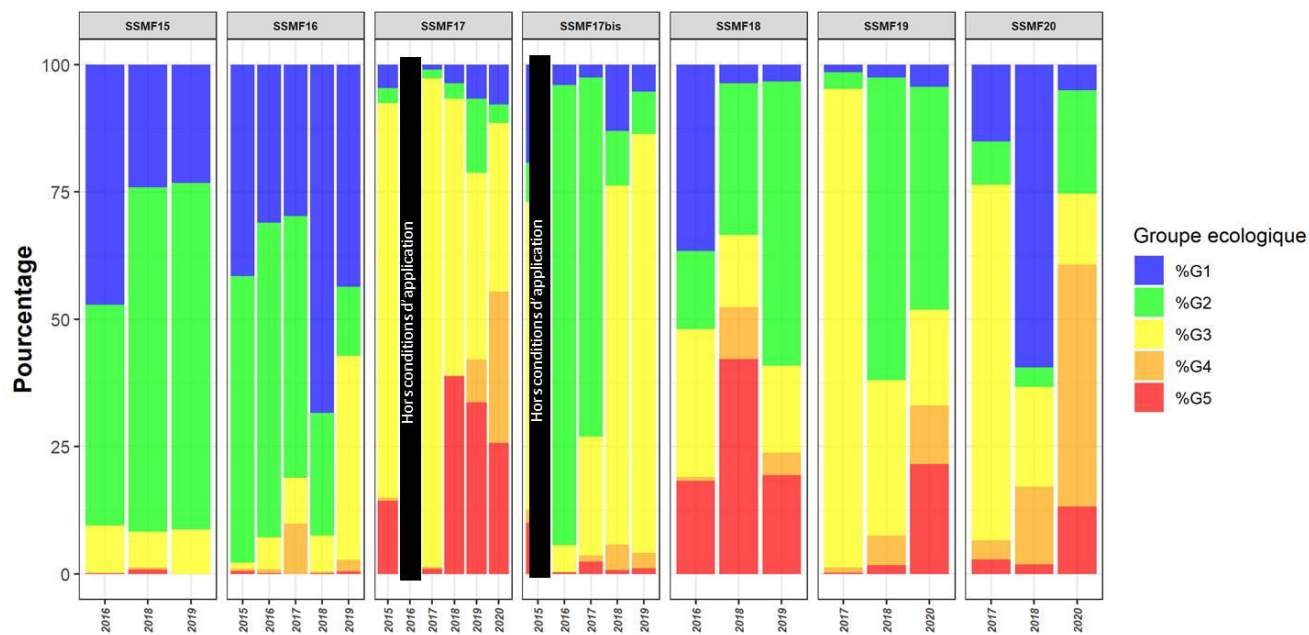


Figure 20 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine intertidal côtier (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

4. Synthèse 2020 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 à minima aux fréquences recommandées par l'article 1.3.4 de l'annexe V de la DCE.

L'Agence de l'Eau Artois-Picardie a souhaité renforcer ces fréquences d'observation sur les éléments invertébrés benthiques depuis 2018 (deux sites d'appui ont été ajoutés dans les zones intertidales).

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 9). 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 9 : Grilles d'évaluations de la qualité écologique des masses d'eau des paramètres benthiques : faune invertébré benthique (FAU).

	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)

Le Tableau 10 synthétise les derniers résultats disponibles du contrôle biologique benthique. Ce dernier a été calculé en 2020 pour la période 2013-2018. Malgré les absences de prélèvements liés à la pandémie mondiale du coronavirus (SARS-CoV-2), il avait été évalué par les experts statisticiens que l'impact de l'annulation des stations devrait être faible sur le calcul de l'indicateur. Ces résultats sont fournis à titre indicatif car actuellement, tous les indices utilisés en France ne sont pas intercalibrés au niveau européen. Un indicateur (BEQI-FR) 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.

Il est à noter que les valeurs d'EQR n'ont pas changé entre cette évaluation et la précédente.

Tableau 10 : Synthèse 2020 des derniers résultats du contrôle biologique des éléments de qualité benthique : faune invertébrée benthique (FAU).

Masses d'eau	FAU (2013-2018)
AC02	0,71
AC03	
AC05	0,87
AT01	
AT03M	

5. Opérations programmées en 2021 et 2022

Pour l'année 2021, le volet benthique comprendra les éléments de qualité suivants :

Le suivi stationnel des macroinvertébrés de substrats meubles des sites d'appui dans les masses d'eau côtières et de transition.

Pour l'année 2022, le volet benthique comprendra les éléments de qualité suivants :

- Le suivi stationnel des macroinvertébrés de substrats meubles des sites côtiers et des sites d'appui dans les masses d'eau côtières et de transition.

6. Références 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.

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.

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., Voldoire 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 : 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., Le Mao P., Desroy N. (2007). Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre 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. 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.

Kruskal J.B. (1964 a). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29: 1-27.

Kruskal J.B. (1964 b). Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 29: 115-129.

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.

Shepard R.N. (1962 a). The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. I. *Psychometrika*, 27: 125-140.

Shepard R.N. (1962 b). The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. II. *Psychometrika*, 27: 219-246.

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.

Annexe 1 – Valeurs des groupes écologiques

Libellé	S	N	%NA	%G1	%G2	%G3	%G4	%G5
2016_SIMF18_I_C	7	45,29	6,25	2,5	97,5	0	0	0
2016_SIMF19_I_C	9	14,51	9,76	24,32	59,46	16,22	0	0
2017_SIMF16_I_T	11	7947,13	0,84	0	0	96,87	0,05	3,08
2017_SIMF17_I_T	14	54,02	12,06	27,42	0,81	59,68	0	12,1
2017_SIMF20_I_T	13	1187,74	0,87	1,14	0	98,37	0	0,49
2017_SIMF21_I_T	16	4337,93	2,11	0,01	0,01	92,33	0,36	7,29
2018_SIMF16_I_T	11	6540,61	0,39	0	0	96,71	0,02	3,28
2018_SIMF19_I_C	7	23	9,23	72,88	20,34	6,78	0	0
2019_SIMF16_I_T	12	2983,52	0,85	0,04	0	94,52	0,16	5,28
2019_SIMF18_I_C	13	22,29	3,17	9,84	68,85	21,31	0	0
2019_SIMF19_I_C	9	8,49	12,5	66,67	23,81	9,52	0	0
2020_SIMF16_I_T	19	2732,18	0,87	0,07	0	92,06	0,57	7,3
2020_SIMF17_I_T	22	200	5,94	20,16	4,89	64,15	1,43	9,37
2020_SIMF19_I_C	14	10,97	6,45	51,72	27,59	20,69	0	0
2020_SIMF20_I_T	12	832,51	0,18	4,27	0	95,55	0,06	0,12
2020_SIMF21_I_T	16	2580,84	1,84	0,08	0,02	95,49	2,43	1,98
2015_SSMF16_S_C	61	230,89	5,39	41,56	56,15	1,22	0,46	0,61
2015_SSMF17_S_T	30	63,22	11,95	4,59	2,99	77,45	0,6	14,37
2015_SSMF17bis_S_C	63	143,89	23,86	19,27	7,71	60,45	2,54	10,04
2016_SSMF15_S_C	54	87,33	18,19	47,12	43,39	9,33	0	0,16
2016_SSMF16_S_C	64	260,67	7,63	31,06	61,74	6,28	0,78	0,14
2016_SSMF17_S_T	16	21	68,25	15	63,33	15	0	6,67
2016_SSMF17bis_S_C	62	2946,89	0,7	4,02	90,39	5,26	0,02	0,31
2016_SSMF18_S_C	77	1438,22	17,17	36,59	15,29	29,06	0,82	18,24
2017_SSMF16_S_C	67	136,56	9,85	29,78	51,35	9,03	9,84	0
2017_SSMF17_S_T	22	118,22	0,38	0,94	1,79	95,85	0,38	1,04
2017_SSMF17bis_S_C	103	2424,44	1,58	2,54	70,54	23,31	1,19	2,43
2017_SSMF19_S_T	18	44,78	1,24	1,51	3,27	93,97	1,01	0,25
2017_SSMF20_S_T	25	14,12	6,19	15,09	8,49	69,81	3,77	2,83
2018_SSMF15_S_C	34	27	6,17	24,12	67,54	7,02	0,44	0,88
2018_SSMF16_S_C	39	91,33	4,62	68,37	24,11	7,14	0,26	0,13
2018_SSMF17_S_T	28	59	6,78	3,64	3,03	54,34	0,2	38,79
2018_SSMF17bis_S_C	59	342,78	6,71	13	10,81	70,4	5	0,8
2018_SSMF18_S_C	100	702,33	4,13	3,7	29,79	14,08	10,28	42,16
2018_SSMF19_S_T	79	795,33	3,56	2,55	59,41	30,49	5,82	1,72
2018_SSMF20_S_T	54	106,38	3,29	59,42	3,89	19,56	15,19	1,94
2019_SSMF15_S_C	50	50,67	15,13	23,26	67,96	8,79	0	0
2019_SSMF16_S_C	57	154,11	7,64	43,56	13,66	39,97	2,26	0,55
2019_SSMF17_S_T	63	124,11	5,37	6,72	14,57	36,61	8,42	33,68
2019_SSMF17bis_S_C	61	1995,78	1,38	5,28	8,34	82,26	2,97	1,15
2019_SSMF18_S_C	98	1146,56	1,69	3,29	55,83	17,1	4,37	19,41
2020_SSMF17_S_T	38	42,89	7,51	7,84	3,64	33,05	29,69	25,77
2020_SSMF19_S_T	149	1621,44	3,6	4,39	43,74	18,79	11,52	21,57
2020_SSMF20_S_T	39	23,62	16,4	5,06	20,25	13,92	47,47	13,29