

Rapport scientifique

CONTRÔLE DE SURVEILLANCE BENTHIQUE DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU (2000/60/CE)

VOLUME I : Macro-Invertébrés
Benthiques de substrats meubles
Année 2022
Bassin Seine-Normandie.

Coordination : **Aurélié FOVEAU (Ifremer)**

Rédaction : **Aurélié FOVEAU (Ifremer)**, Sébastien AUBIN (MNHN Dinard), Alexandrine BAFFREAU (GEMEL-Normandie), Aurélié GARCIA (GEMEL-Normandie), Andréa LEMOINE (GEMEL-Normandie), Benjamin MONNIER (MNHN Dinard), Elodie OLLIVIER (GEMEL-Normandie), Emeline POISSON (CSLN), Alexandre ROBERT (Ifremer), Manuel ROUQUETTE (Ifremer), Olivier TIMSIT (GEMEL-Normandie)

Fiche documentaire

Titre du rapport : Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Volume I : Macro-Invertébrés benthiques de substrats meubles, Année 2022. Bassin Seine-Normandie

Référence interne :

Ifremer/ODE/LITTORAL/LERBN-24-006

Date de publication :

2024/03/28

Diffusion

- libre (internet)
- restreinte (intranet)
levée d'embargo : AAAA/MM/JJ
- interdite (confidentielle)
levée de confidentialité : AAAA/MM/JJ

Version : 1.1.0

Référence de l'illustration de couverture

FOVEAU Aurélie/Vue de Dieppe depuis le Thalia/11.03.2018

Langue(s) : Français

Résumé / Abstract :

Ce rapport présente les résultats des opérations menées lors de l'année 2022 (contrôle de surveillance des invertébrés benthiques) sur l'ensemble des masses d'eau côtières, de transition et des sites d'appui rattachées au bassin Seine-Normandie.

This report presents results of the monitoring actions in 2022 (on benthic invertebrate communities) in the water bodies of the Seine-Normandie water basin.

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, Lemoine Andréa, Monnier Benjamin, Ollivier Elodie, Poisson Emeline, Robert Alexandre, Rouquette Manuel, Timsit Olivier (2024). **Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Volume I : Macro-Invertébrés benthiques de substrats meubles, Année 2022. Bassin Seine-Normandie.** Ifremer/ODE/LITTORAL/LERBN-24-006.

Disponibilité des données de la recherche :

DOI :

Commanditaire du rapport : Agence de l'Eau Seine-Normandie

Nom / référence du contrat :

Rapport intermédiaire (Réf. Bibliographique : XXX)

Rapport définitif

Réf. Interne du rapport intermédiaire : Ifremer/ODE/LITTORAL/LERBN-24-006/100359)

Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) :

Appui à politique publique, Réseau DCE-Benthos

Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service, laboratoire
---------------------------------	---

Auréliе FOVEAU / aurelie.foveau@ifremer.fr	Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN
--	-----------------------------

Sébastien AUBIN	MNHN Dinard
-----------------	-------------

Alexandrine BAFFREAU	GEMEL-Normandie
----------------------	-----------------

Auréliе GARCIA	GEMEL-Normandie
----------------	-----------------

Andréа LEMOINE	GEMEL-Normandie
----------------	-----------------

Benjamin MONNIER	MNHN Dinard
------------------	-------------

Elodie OLLIVIER	GEMEL-Normandie
-----------------	-----------------

Emeline POISSON	CSLN
-----------------	------

Manuel ROUQUETTE	Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN
------------------	-----------------------------

Alexandre ROBERT	Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN
------------------	-----------------------------

Olivier TIMSIT	GEMEL-Normandie
----------------	-----------------

Encadrement(s) :

Destinataires : Yann Joncourt, Agence de l'Eau Seine-Normandie

Validé par : Florence Menet - Ifremer/ODE/LITTORAL/LERN

Sommaire

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 bassin 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 macroinvertébrés benthiques.....	9
2.1. Objectifs de l'étude	9
2.2. Stratégie générale	9
2.2.1. Prélèvements et analyses biologiques	9
2.2.2. Prélèvements et analyses sédimentaires	12
2.2.3. Traitement des données.....	13
2.3. Qualification biologique des masses d'eau côtières	16
2.3.1. Conditions d'utilisation du M-AMBI	18
2.3.2. Traitement de la base de données	19
3. Résultats	19
3.1. Masses d'eau côtières en domaine intertidal	20
3.1.1. Caractéristiques sédimentaires	20
3.1.2. Caractéristiques faunistiques	23
3.2. Masses d'eau côtières en domaine subtidal.....	27
3.2.1. Caractéristiques sédimentaires	27
3.2.2. Caractéristiques faunistiques	29
3.3. Masses d'eau de transition en domaine intertidal.....	34
3.3.1. Caractéristiques sédimentaires	34
3.3.2. Caractéristiques faunistiques	36
3.4. Masses d'eau de transition en domaine subtidal.....	41
3.4.1. Caractéristiques sédimentaires	41
3.4.2. Caractéristiques faunistiques	43
4. Synthèse 2022 des indices benthiques.....	48
5. Opérations programmées en 2023 et 2024	50
6. Références bibliographiques.....	51

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 MEs 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 des Objectifs Environnementaux (RNAOE) 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 RNAOE 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 bassin côtier Seine-Normandie

Le bassin 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 ainsi que six masses d'eau de transition, ont été retenues pour le contrôle de surveillance (cf. Guérin *et al.*, 2007 pour la présentation des caractéristiques générales et biologiques des masses d'eau).

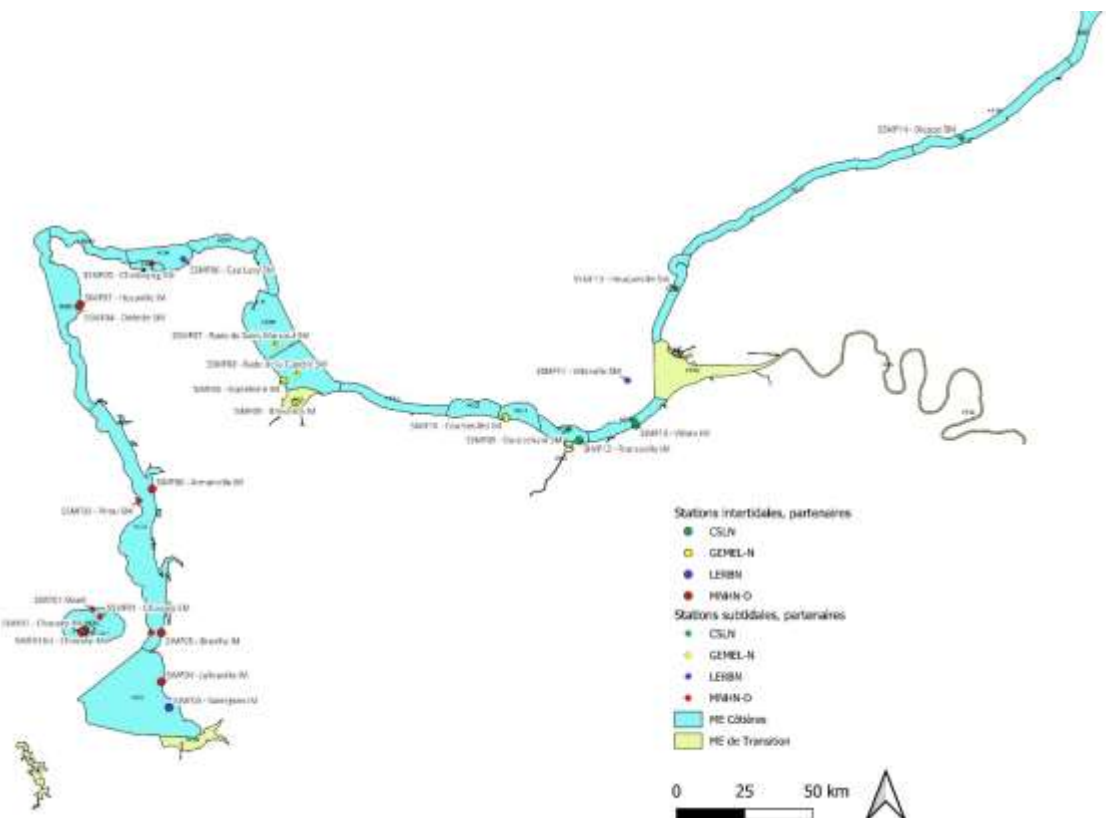


Figure 1 : Localisation des sites d'échantillonnage lors du suivi 2022 et partenaires impliqués.

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 2022, quatre 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 Dinard	SIMF01 - Chausey IM	HC01	IM	SA
	SIMF01bis - Chausey IM	HC01	IM	SA
	SIMF04 - Jullouville IM	HC02	IM	CS
	SIMF05 - Bréville IM	HC03	IM	CS
	SIMF06 - Armanville IM	HC03	IM	SA
	SIMF07 - Heauville IM	HC04	IM	CS
	SSMF01 - Chausey SM	HC01	SM	SA
	SSMF02 - Granville SM	HC02	SM	CS
	SSMF03 - Pirou SM	HC03	SM	SA
	SSMF04 - Diélette SM	HC04	SM	SA
	SSMF05 - Cherbourg SM	HC61	SM	SA
CSLN	SSRF01 Maërl	HC01	SM	CS
	SIMF12 - Franceville IM	HC14	IM	CS
	SIMF13 - Villers IM	HC15	IM	CS
	SSMF09 - Ouistreham SM	HC14	SM	CS
	SSMF10 - Villers-sur-Mer SM	HC15	SM	SA
	SSMF13 - Heuqueville SM	HC16	SM	SA
GEMEL-N	SSMF14 - Dieppe SM	HC18	SM	SA
	SIMF08 - Madeleine IM	HC10	IM	SA
	SIMF10 - Courseulles IM	HC13	IM	SA
	SIMF09 - Brévands IM	HT06	IM	SA
	SSMF07 - Rade de Saint-Marcouf SM	HC09	SM	CS
LERBN	SSMF08 - Rade de la Capelle	HC10	SM	CS
	SIMF03 - Saint-Jean IM	HC02	IM	SA
	SSMF06 - Cap Lévy SM	HC60	SM	SA
	SSMF11 - Villerville SM	HT03	SM	SA
	SSMF11-2	HT03	SM	CS

2. Suivi stationnel des macroinvertébrés 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 bassin Seine-Normandie et l'évaluation de leur qualité biologique. Les macroinvertébrés 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 domaine 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 2022 (plan de gestion 2022-2027), les sites ont été pris en charge par différents partenaires en fonction de leur localisation géographique (*Figure 1*) : la station marine de Dinard (MNHN Dinard), la Cellule de Suivi du Littoral Normand (CSLN) et le Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux-Normandie (GEMEL-N). Le laboratoire Environnement Littoral de Bretagne-Nord (LERBN) a repris quelques sites le long de la façade Seine-Normandie et Artois-Picardie.

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 macroinvertébrés benthiques de substrats meubles en zone côtière est celui défini par Garcia *et al.* (2014). En zone de transition, le protocole à mettre en œuvre est celui de Blanchet et Fouet (2019).

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 réplicats (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 réplicats (trois prélèvements sur chacun des trois passages pour un même site, Figure 2). Le nombre de réplicats et les dates de prélèvement sont résumés dans le Tableau 2.

En zone de transition, les engins de prélèvements sont les mêmes ; les réplicats sont cependant réduits à trois pour un seul passage (Figure 3).

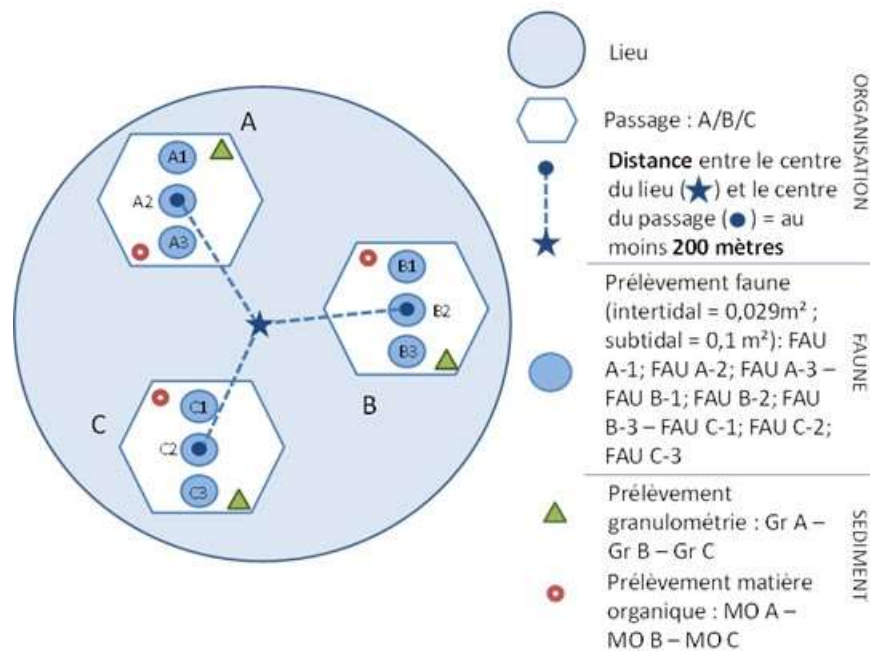


Figure 2 : Organisation des prélèvements dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macroinvertébrés benthiques de substrats meubles de la DCE (Garcia *et al.*, 2014).

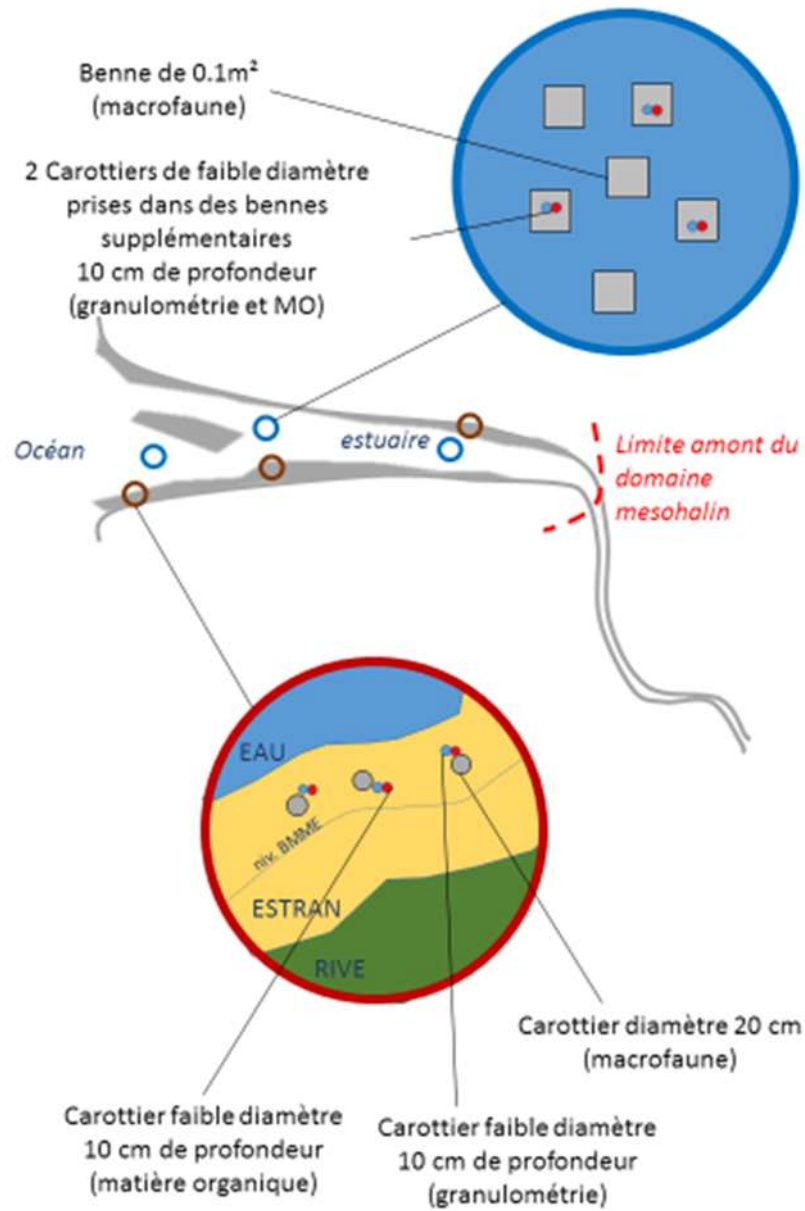


Figure 3 : Organisation des prélèvements dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macroinvertébrés benthiques de substrats meubles de la DCE (Blanchet et Fouet, 2019).

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	17/04/2022
			SIMF01bis - Chausey IM	HC01	18/04/2022
			SIMF03 - Saint-Jean IM	HC02	03/03/2022
			SIMF04 - Jullouville IM	HC02	04/03/2022
			SIMF05 - Bréville IM	HC03	04/03/2022
			SIMF06 - Armanville IM	HC03	03/03/2022
			SIMF07 - Heauville IM	HC04	03/03/2022
			SIMF08 - Madeleine IM	HC10	30/03/2022
			SIMF09 - Brévands IM	HT06M	26/10/2022
			SIMF10 - Courseulles IM	HC13	30/03/2022
			SIMF12 - Franceville IM	HC14	16/04/2022
			SIMF13 - Villers IM	HC15	16/04/2022
			SM	Benne Van Veen (0,1 m ²)	9 (3 x 3)
SSRF01 Maërl	HC01	10/03/2022			
SSMF02 - Granville SM	HC03	10/03/2022			
SSMF03 - Pirou SM	HC03	10/03/2022			
SSMF04 - Diélette SM	HC04	09/03/2022			
SSMF05 - Cherbourg SM	HC61	09/03/2022			
SSMF06 - Cap Lévy SM	HC60	09/03/2022			
SSMF07 - Rade de Saint-Marcouf SM	HC09	09/03/2022			
SSMF08 - Rade de la Capelle	HC10	09/03/2022			
SSMF09 - Ouistreham SM	HC14	08/03/2022			
SSMF10 - Villers-sur-Mer SM	HC15	08/03/2022			
SSMF11 - Villerville SM		08/03/2022			
SSMF11-2	HT03M	08/03/2022			
SSMF13 - Heuqueville SM	HC16M	08/03/2022			
SSMF14 - Dieppe SM	HC18	07/03/2022			

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 en 2022).

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 dédié 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 2). 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 2 : 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	
-11	2048 mm		Very large boulders		
-10	1024		Large boulders	Very large	
-9	512	Cobbles	Medium boulders	Large	
-8	256		Small boulders	Medium	
-7	128		Large cobbles	Small	
-6	64		Small cobbles	Very small	
-5	32			Very coarse pebbles	Very coarse
-4	16	Pebbles	Coarse pebbles	Coarse	
-3	8		Medium pebbles	Medium	
-2	4		Fine pebbles	Fine	
-1	2	Granules	Very fine pebbles	Very fine	
0	1	Very coarse sand	Very coarse sand	Very coarse	
1	500 μ m	Coarse sand	Coarse sand	Coarse	
2		250	Medium sand	Medium sand	Medium
3		125	Fine sand	Fine sand	Fine
4		63	Very fine sand	Very fine sand	Very fine
5	31		Very coarse silt	Very coarse	
6	16	Silt	Coarse silt	Coarse	
7	8		Medium silt	Medium	
8	4		Fine silt	Fine	
9	2	Clay	Very fine silt	Very fine	
			Clay	Clay	

Le sédiment est homogène pour un indice de 1. Le Tableau 3 issu de Fournier *et al.* (2012) récapitule les classements.

Tableau 3 : 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 0,1 m².
- 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 davantage 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-DBC, DBC : 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 4). 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 4 : 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 4). 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.

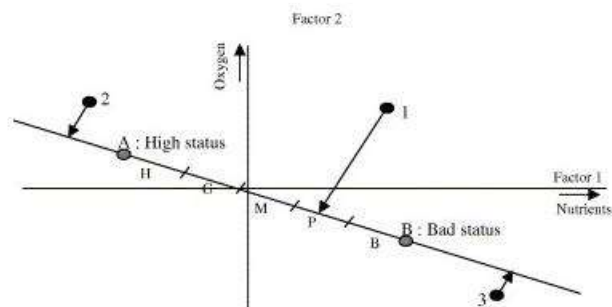


Figure 4 : Définition du statut des stations échantillonnées par projection sur l'axe factoriel défini par les conditions de référence (d'après Bald *et al.*, 2005).

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 5).

Tableau 5 : 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

Dans cette partie, seuls les résultats synthétiques sont présentés. Les données brutes sont disponibles dans la base de données Quadrige².

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, stress : 0,11), 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 5).

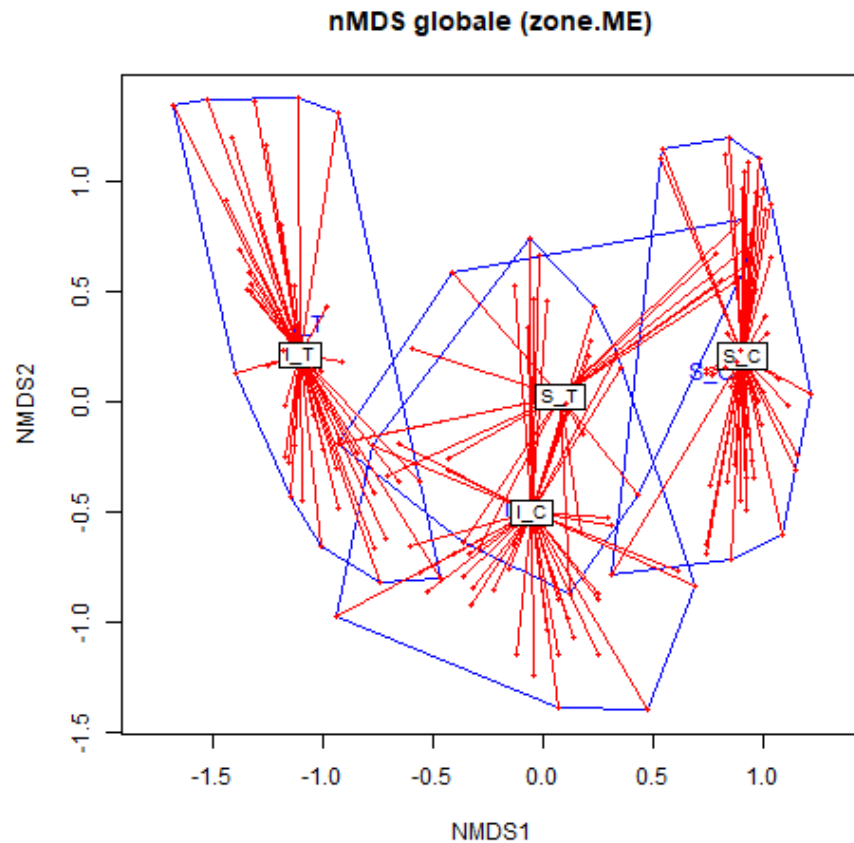


Figure 5 : Multi-Dimensional Scaling (n-MDS) de l'ensemble des sites suivis en Seine-Normandie entre 2017 et 2022. Avec S_C : Subtidal Côtier, S_T : Subtidal de Transition, I_C : Intertidal Côtier et I_T : Intertidal de Transition.

Sur l'ensemble des sites suivis entre 2017 et 2022, 462 078 individus appartenant à 945 taxa ont été identifiés : 452 annélides polychètes, 283 arthropodes, 154 mollusques, 26 échinodermes, 28 autres (anthozoaires, bryozoaires, hydrozoaires, insectes, oligochètes, némerthes, siponcles...).

3.1. Masses d'eau côtières en domaine intertidal

3.1.1. Caractéristiques sédimentaires

A l'exception du site de Chausey (SIMF01), l'ensemble des paramètres granulométriques est relativement stable au sein des sites côtiers intertidaux pour la période 2017-2022. Selon la classification de Blott & Pye (2001), la plupart de ces sédiments sont caractérisés par des sables plus ou moins envasés (Figure 6) homogènes (indice de Trask inférieur à 2,75 ; Figure 7B). En 2022, certaines stations voient le pourcentage de graviers augmenter (SIMF03, SIMF12, SIMF13).

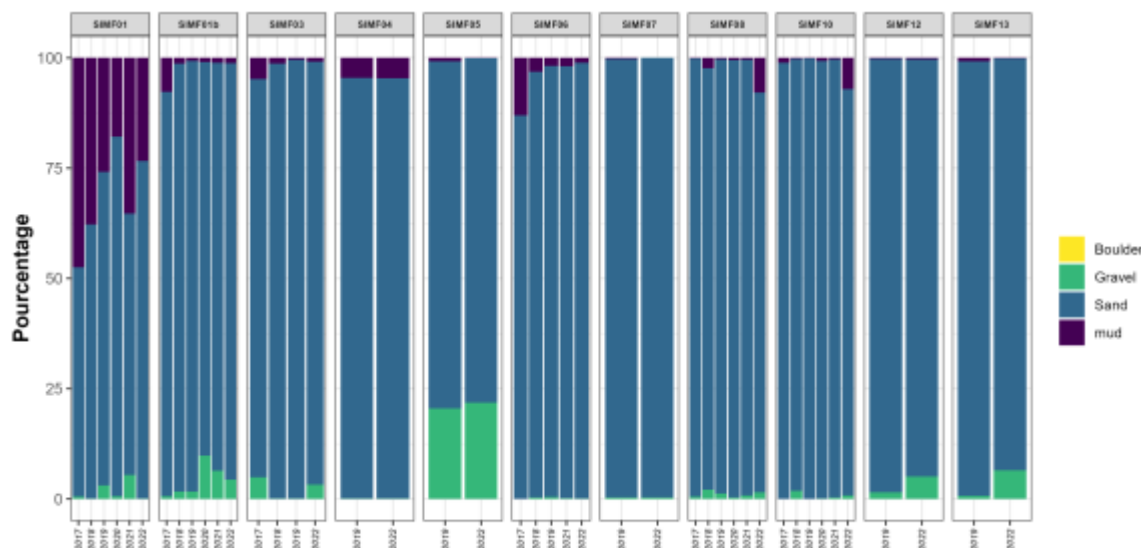


Figure 6 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites côtiers en domaine intertidal pour la période 2017-2022.

Le site de Chausey (SIMF01) présente le pourcentage en particules fine ($< 63 \mu\text{m}$) le plus élevé des sites côtiers intertidaux (Figure 6). Cette teneur en particule fines subit de fortes variations au cours du temps : après une augmentation en 2021, le taux de 2022 est similaire au taux de 2019. En 2022, la valeur moyenne de la médiane granulométrique de ce site atteint une valeur de $102 \mu\text{m}$ (Figure 7A). Au regard de l'indice de Trask, le sédiment de ce site évolue et passe de « très mal classé » à « moyennement classé » (période 2017-2022 ; Figure 7B). 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). En 2022, la proportion de sables sur cette station représente est parmi les plus élevées de toute la période 2017-2022. Ce sédiment possède également la teneur en matière organique moyenne la plus élevée pour la période 2017-2022 ($3,19 \pm 0,53 \%$, Figure 8).

Les sites SIMF01b, SIMF05, SIMF07, SIMF10, SIMF12 et SIMF13 présentent les médianes granulométriques moyennes les plus élevées sur la période 2017-2022. Pour le site SIMF03, la médiane granulométrique est la plus variable et est à nouveau en augmentation (Figure 7A).

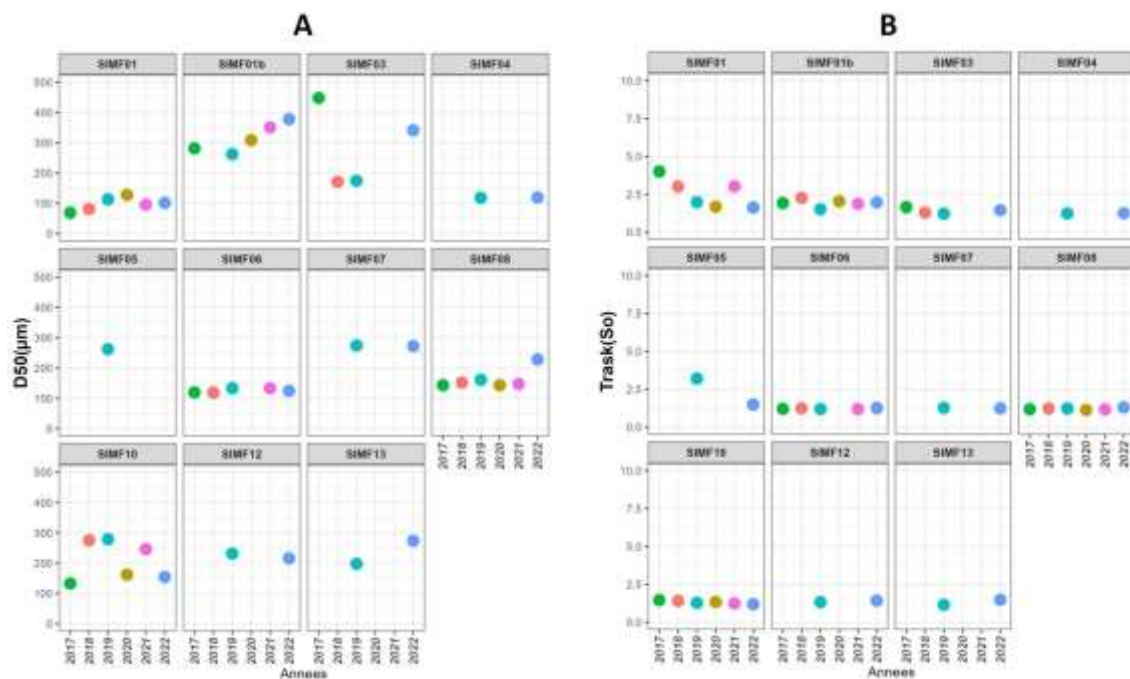


Figure 7 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites côtiers en domaine intertidal, 2017-2022.
A : médiane granulométrique (D50, µm), B : indice de Trask (So).

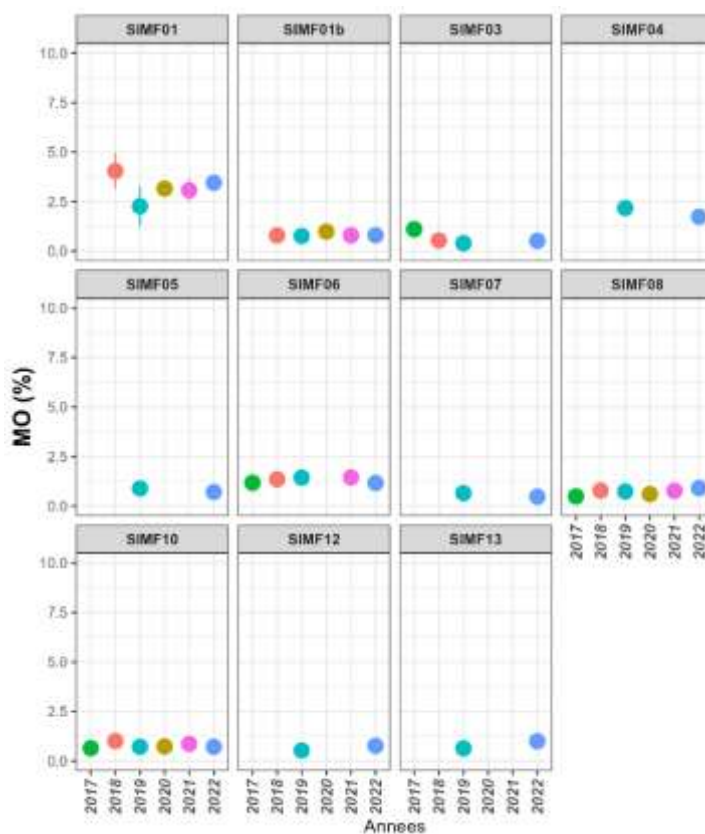


Figure 8 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites côtiers en domaine intertidal, 2017-2022 : teneur en matière organique (MO).

3.1.2. Caractéristiques faunistiques

Abondances

L'abondance moyenne sur les 11 sites intertidaux côtiers durant la période 2017-2022 est de $65 \pm 113 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$, avec une abondance moyenne maximale 2017-2022 atteinte sur un site de Chausey en 2021 (SIMF01 : $1110 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$; Figure 9A). Le second site de Chausey présente également une forte abondance moyenne 2017-2022 sur trois années de suivi (2018, 2020 et 2022 avec respectivement $170 \pm 246 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$, $177 \pm 197 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$ et $201 \pm 170 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$). En 2022, les abondances des sites de Chausey sont variables : en baisse pour le site SIMF01 et en hausse pour le site SIMF01b. L'abondance moyenne 2017-2022 minimale est observée sur le site de Heauville sur la côte ouest du Cotentin (SIMF07 : $3,69 \pm 2,27 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$). L'évolution des sites suivis en 2022 par rapport aux années antérieures est variable en fonction des lieux.

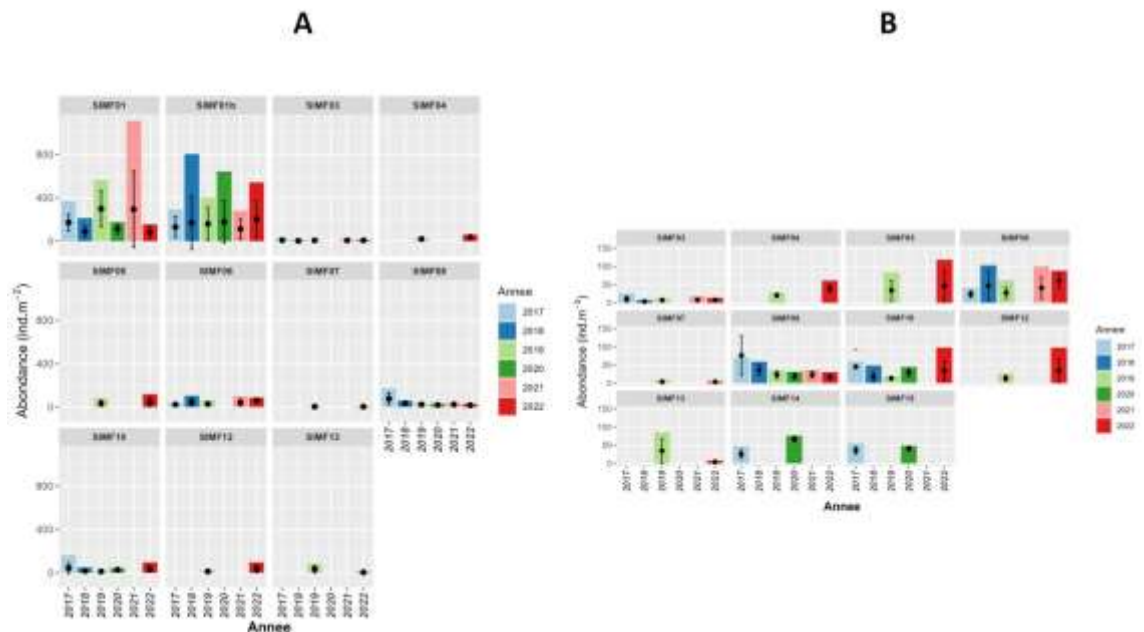


Figure 9 : Abondance moyenne ($\text{ind.}0,1\text{m}^{-2} \pm \text{écart-type}$). Sites intertidaux côtiers pour la période 2017-2022. (Barres colorées : abondance maximale, points noirs : abondance moyenne et écart-type). A : 11 stations intertidales côtières ; B : zoom sur les stations avec des abondances plus faibles.

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

Un total de 315 taxa a été identifié entre 2017 et 2022 sur l'ensemble des 11 sites intertidaux côtiers. La S moyenne 2017-2022 sur l'ensemble des sites est de 30 ± 15 taxa avec une S moyenne 2017-2022 maximale atteinte sur le deuxième site de Chausey en 2020 (SIMF01b : 59 taxa) et une S moyenne 2017-2022 minimale observée sur le site de Saint-Jean le Thomas en 2018 (SIMF03 : 5 taxa ; Figure 10).

La proportion d'individus est bien répartie entre les espèces (Figure 11). Sur l'ensemble des suivis 2017-2022, 84% des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont supérieurs à 0,6, 16% sont compris entre 0,4 et 0,6. Aucune valeur de l'indice de Pielou n'est inférieure à 0,4. Ce qui confirme que les individus sont bien répartis entre les taxa.

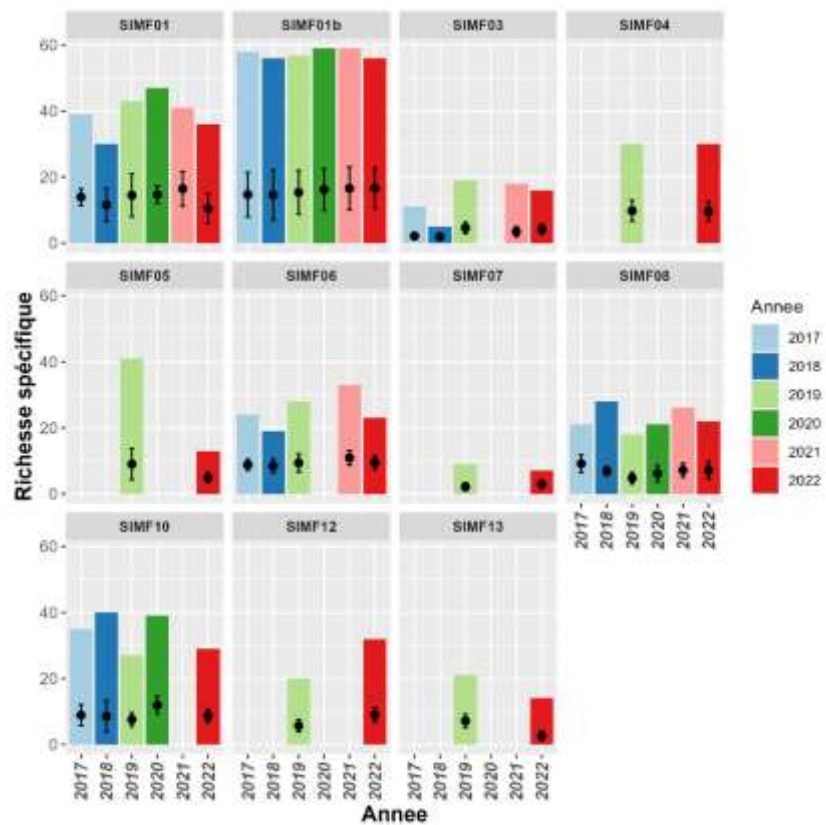


Figure 10 : Richesse taxonomique (S) des sites côtiers en domaine intertidal - 2017-2022 (barres colorées : richesse maximale, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

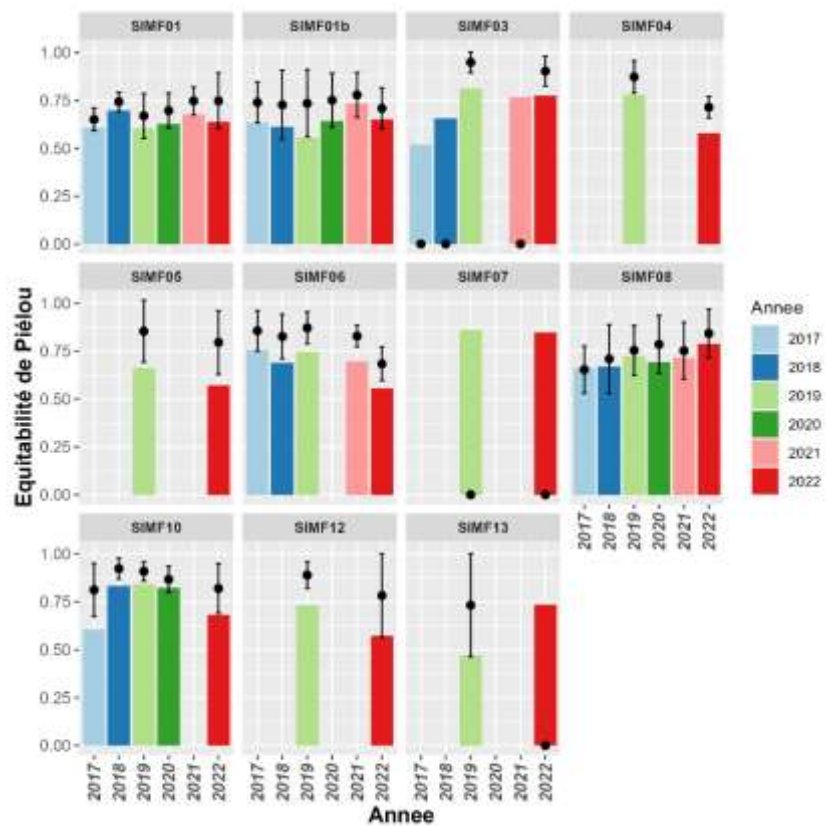


Figure 11 : Indice de Piéluou (J') - sites côtiers en domaine intertidal - 2017-2022 (barres colorées : indice de Piéluou maximal, points noirs : indice de Piéluou moyen et écart-type).

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 12).



Figure 12 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites côtiers en domaine intertidal côtier.

Le premier groupe (G1, n=12 ; Figure 12) est constitué de l'ensemble des années de suivi des sites de l'archipel de Chausey. Ce groupe se distingue des autres groupes par son abondance ($166 \pm 172 \text{ ind.}0,1 \text{ m}^{-2}$) et sa richesse ($S = 48 \pm 10 \text{ taxa}$) significativement plus élevées (test de Tukey, p-value < 0,001 ; Figure 13). Les annélides polychètes *Arenicola marina*, *Ampharete baltica*, *Cirriformia tentaculata*, *Caulleriella bioculata*, *Galathowenia oculata*, *Melinna palmata*, *Parapionosyllis elegans*, *Parapionosyllis macaronesiensi*, *Pygospio elegans*, *Scoloplos armiger* et *Tharyx*, les crustacés *Cyathura carinata* et *Corophium arenarium*, le bivalve *Abra tenuis* et le mollusque *Peringia ulvae* sont les espèces caractéristiques de ce 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 deuxième groupe (G2, n=3 ; Figure 12) est constitué de l'ensemble des années de suivi de la station SIMF03. Ce groupe se distingue des autres groupes par son abondance ($7 \pm 5 \text{ ind.}0,1 \text{ m}^{-2}$) et sa richesse ($S = 14 \pm 5 \text{ taxa}$) significativement plus faibles (test de Tukey, p-value < 0,001 ; Figure 13). Le crustacé *Lekanesphaera monodi* et le bivalve *Macoma balthica* sont les espèces caractéristiques de ce second groupe (IndVal ; p-value = 0,0099). Ces espèces sont plus courantes dans des milieux meubles plus ou moins mobiles.

Le troisième groupe (G3, n=4 ; Figure 12) est constitué de l'ensemble des années de suivi des stations SIMF05 et SIMF07. Ce groupe présente la seconde plus faible richesse spécifique ($18 \pm 14 \text{ taxa}$) et la seconde plus faible abondance moyenne ($N=23 \pm 32 \text{ ind.}0,1 \text{ m}^{-2}$). Les espèces caractéristiques de ce groupe sont le gastéropode *Antalis vulgaris* et l'annélide *Saccocirrus papillocercus* (IndVal ; p-value = 0,0099).

Le dernier groupe (G4, n=24 ; Figure 12) est constitué de l'ensemble des couples sites/années restants. Il comprend notamment l'intégralité des passages des sites SIMF04, SIMF05, SIMF06, SIMF08, SIMF10 et SIMF12. Il présente une richesse moyenne de $26 \pm 7 \text{ taxa}$ et une abondance moyenne de $30 \pm 28 \text{ ind.}0,1 \text{ m}^{-2}$. L'espèce caractéristique est l'annélide *Sigalion mathildae* (IndVal ; p-value = 0,0495).

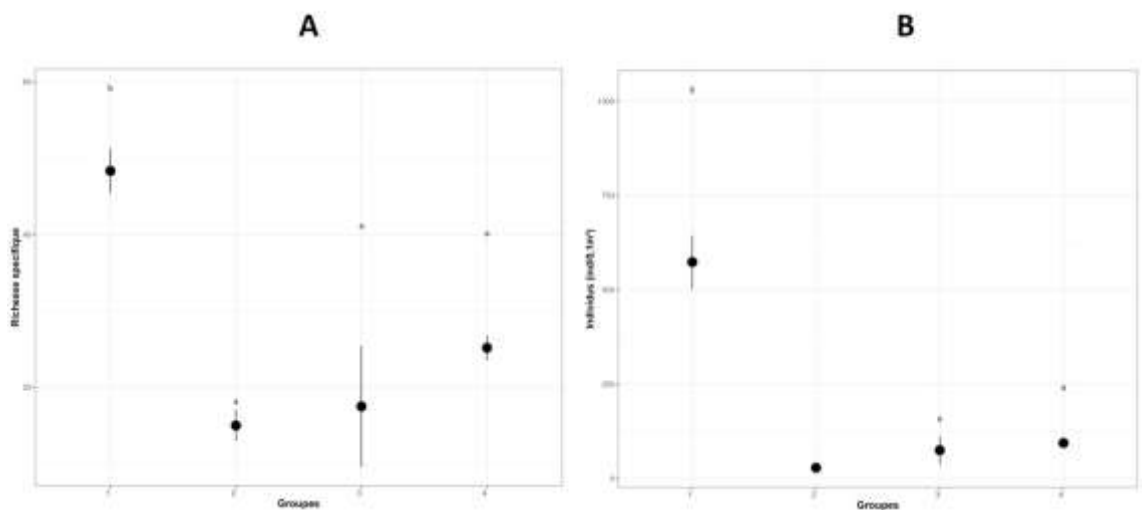


Figure 13 : Richesse spécifique (A) et Abondance (B) des assemblages intertidaux côtiers déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Les groupes (a, b, c et bc) ont été définis par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

Une grande majorité des communautés du domaine intertidal côtier est dominée par des taxa appartenant aux groupes écologiques G1 et G2 caractéristiques du bon état écologique (Figure 14). Toutefois, les communautés intertidales de l'archipel de Chausey, ainsi que la station SIMF10 sont dominées par des taxa appartenant aux groupes écologiques G2, G3 et G4, voire G5 en raison de la présence de Cirratulidae, nématodes et d'oligochètes, considérées comme des taxa opportunistes dans la liste de l'AMBI.

En 2022, les sites SIMF03, SIMF05 et SIMF07 voient une augmentation des espèces du groupe écologique G1 (espèces sensibles à l'hypertrophisation). Les sites SIMF01b, SIMF04, SIMF10, SIMF12 et SIMF13 voient une augmentation des groupes écologiques G2 (espèces tolérantes à une hypertrophisation). La proportion du groupe écologique G4 (espèces opportunistes de second ordre) augmente aux sites SIMF12 et SIMF13. La proportion du groupe G3 (espèce indifférente à une hypertrophisation) reste variable. Globalement, sur la période 2017-2022, les proportions des différents groupes écologiques sont variables.

Pour sept couples année/station (encadrés noirs ; Figure 14), les proportions des cinq groupes écologiques calculées, doivent être considérées avec précaution (Tableau 6). 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 6 : Résumé des descripteurs (S : richesse taxonomique, N : abondance moyenne (ind.0,1 m⁻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
SIMF01b	2018	55	586	22,94
SIMF01	2019	43	1031	38,28
SIMF06	2019	28	94	21,95
SIMF01	2020	47	385	42,84
SIMF01	2021	33	140	22,74
SIMF01	2022	36	279	25,82
SIMF06	2022	23	208	48,89

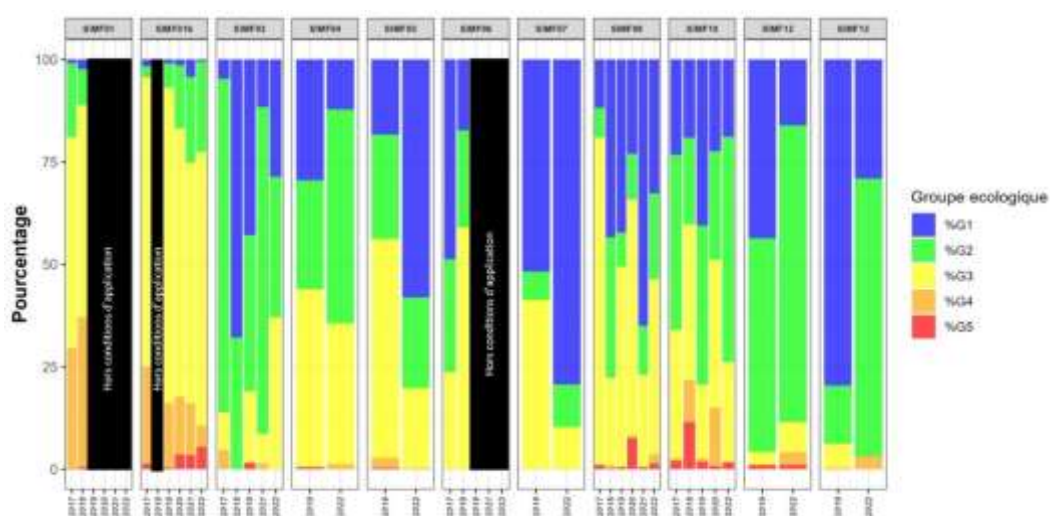


Figure 14 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine intertidal côtier (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

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 les sites de la baie de Seine (SSMF09 et SSMF10), du pays de Caux (SSMF13 et SSMF14) et le site de Chausey qui concerne le maërl (SSRF01 ; Figure 15). Ces derniers sites sont marqués par une présence plus notable de particules de type « graviers » : ce qui les classent en « sables légèrement graveleux », « sables graveleux », voire « graviers ensablés ». L'indice de Trask (So ; Figure 16B) illustre cette hétérogénéité (valeurs supérieures à 2,5).

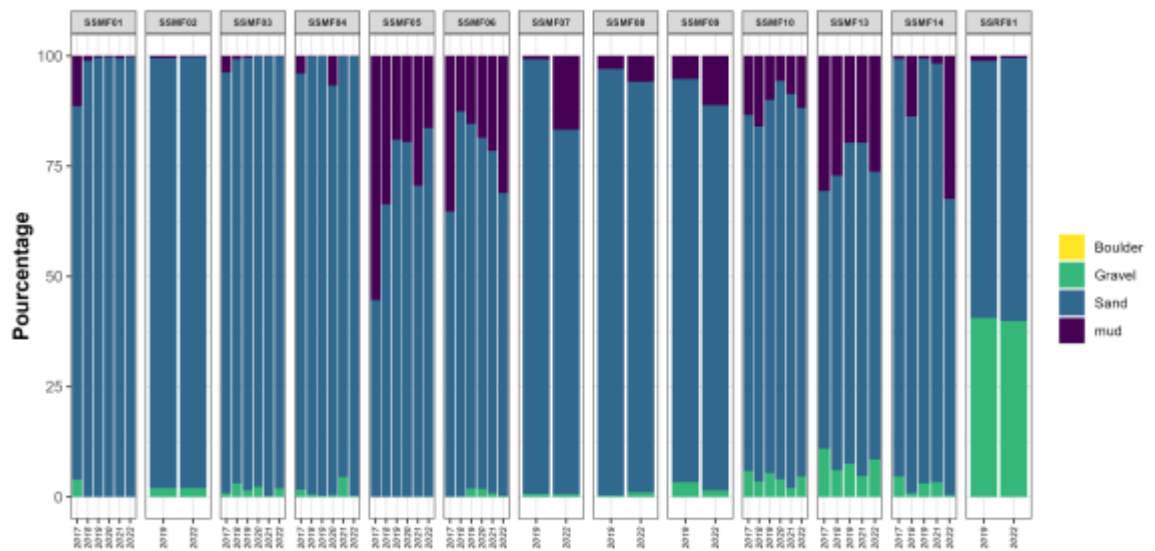


Figure 15 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites côtiers en domaine subtidal pour la période 2017-2022.

Globalement, les médianes granulométriques des sites subtidaux sont stables sur la période 2017-2022 (Figure 16A). Le sédiment des sites localisés sur la côte Ouest Cotentin (SSMF03 et SSMF04) présente une forte variation de la médiane (D50) sur la période 2017-2022 (Figure 16A).

Les indices de Trask sont peu élevés, sauf pour les sites précédemment cités, ainsi que pour les sites du nord Cotentin (marqués par de plus fortes valeurs de vases ; Figure 16B).

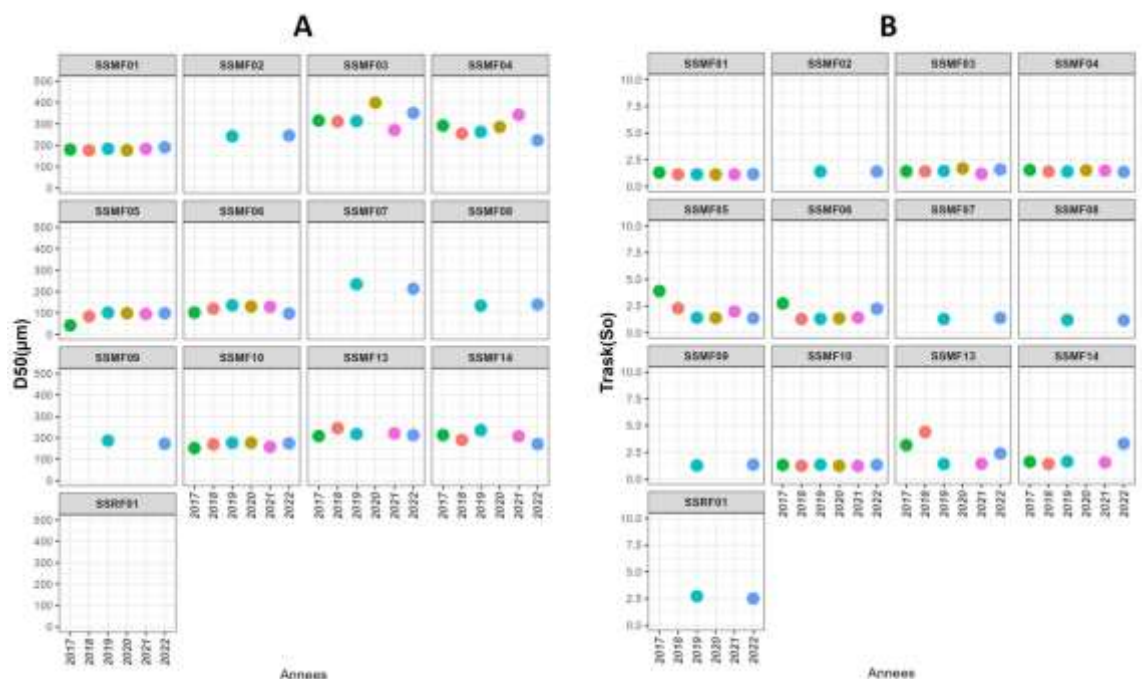


Figure 16 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites côtiers en domaine subtidal, 2017-2022. A : médiane granulométrique (D50, μm), B : indice de Trask (So).

Dans le sédiment total, les sites SSMF03 et SSMF05 ont présenté des pourcentages de MO élevés. Cependant, depuis 2017, tous les taux de MO sont faibles (Figure 17).

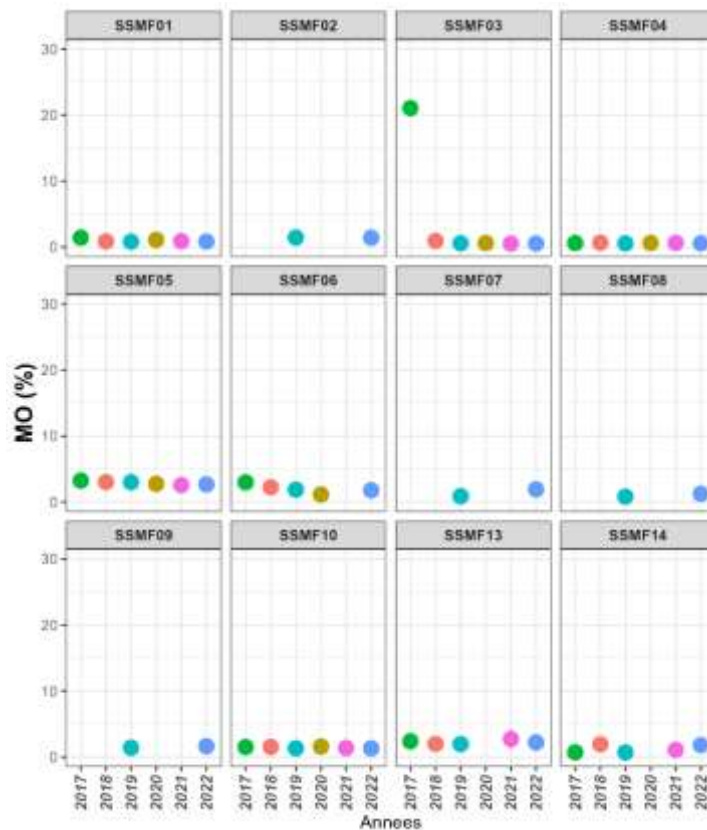


Figure 17 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites côtiers en domaine subtidal, 2017-2022 : teneur en matière organique (MO).

3.2.2. Caractéristiques faunistiques

Abondances

Sur l'ensemble des 13 sites du domaine subtidal côtier, l'abondance moyenne 2017-2022 est de 794 ± 1325 ind.0,1m⁻². L'abondance moyenne 2017-2022 maximale a été atteinte sur le site à proximité de la rade de Cherbourg (SSMF06) en 2018 (8395 ind.0,1m⁻² ; Figure 18). L'abondance moyenne 2017-2022 la plus faible a été observée à Diélette (SSMF04) en 2022 (5 ind.0,1m⁻² ; Figure 18). En 2022, ce sont sur les sites SSMF04 et SSMF14 que les abondances moyennes les plus faibles sont observées.

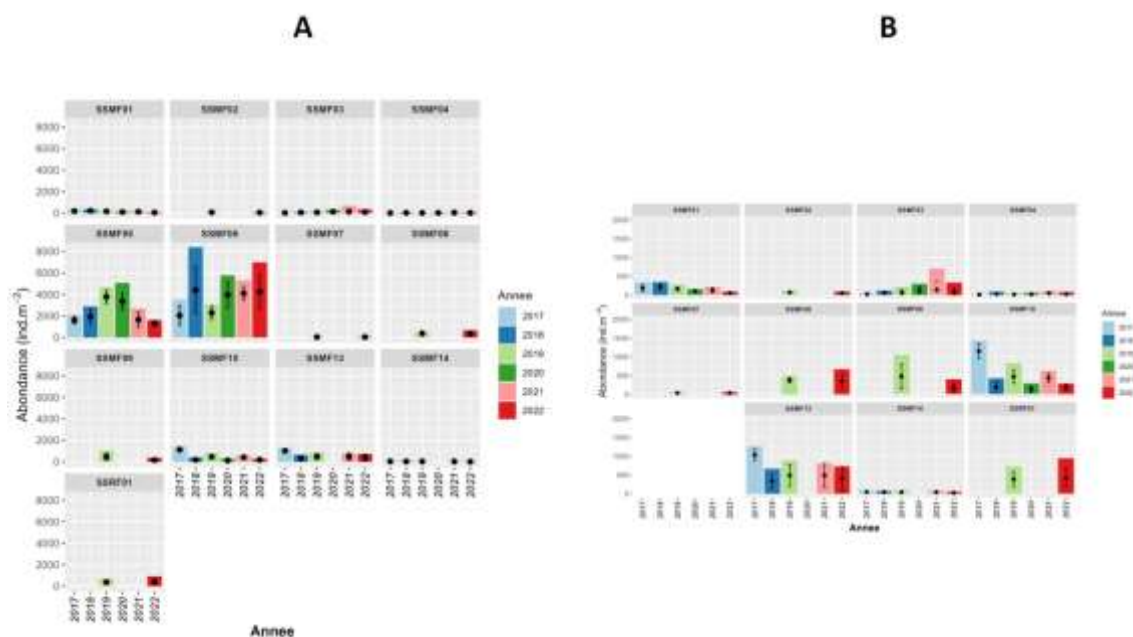


Figure 18 : Abondance moyenne ($\text{ind.}0,1\text{m}^{-2} \pm \text{écart-type}$). Sites subtidals côtiers pour la période 2017-2022. (Barres colorées : abondance maximale, points noirs : abondance moyenne et écart-type). A : stations subtidales côtières ; B : zoom sur les stations avec des abondances plus faibles.

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 2017 et 2022. La richesse (S ; Figure 19) moyenne 2017-2022 sur l'ensemble des sites est de 80 ± 35 taxa, avec un maximum atteint en 2019 sur le site à maërl (SSRF01, 211 taxa) et un minimum de 25 taxa à Diélette en 2022 (SSMF14).

La structuration des communautés en termes d'abondance est bien équilibrée. Sur l'ensemble des années de suivi, 77% des indices de Pielou (J') (Figure 20) sont supérieurs à 0,6 et 14% sont compris entre 0,4 et 0,6. Seule la valeur calculée au site SSMF06 en 2021 est faible (0,2) et illustre la dominance de l'amphipode *Ampelisca brevicornis*.

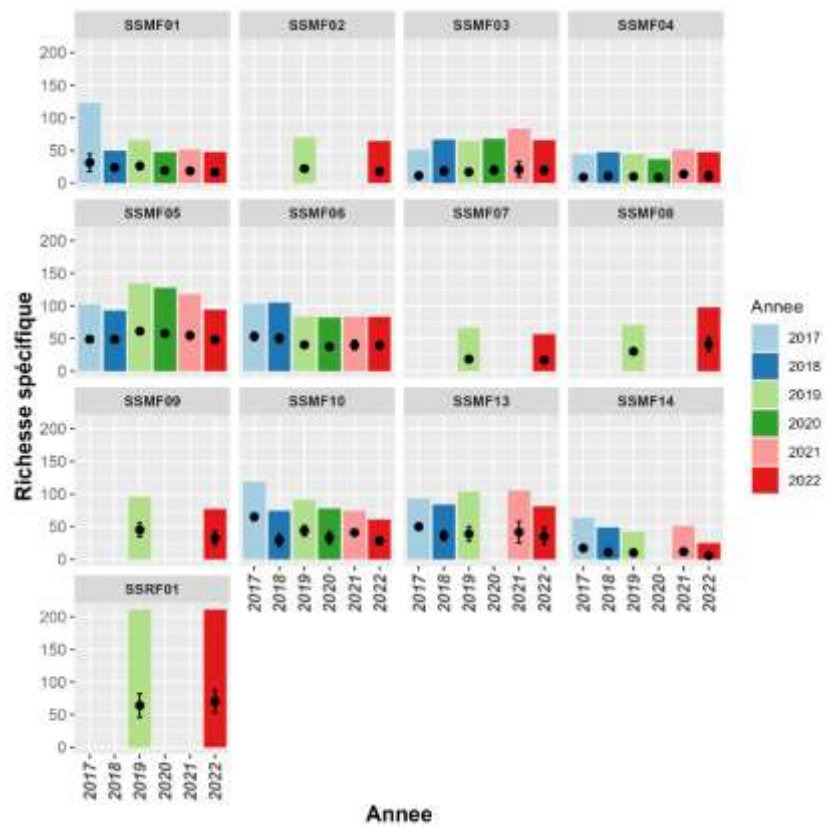


Figure 19 : Richesse taxonomique (S) des sites côtiers en domaine subtidal - 2017-2022 (barres colorées : richesse maximale, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

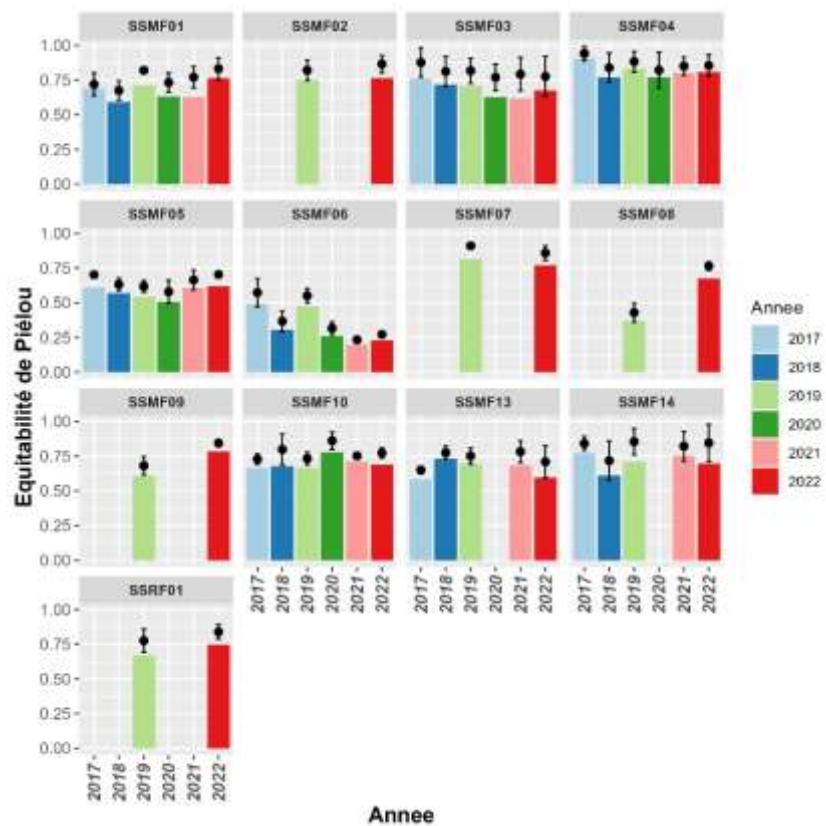


Figure 20 : Indice de Piélou (J) - sites côtiers en domaine subtidal - 2017-2022 (barres colorées : indice de Piélou maximal, points noirs : indice de Piélou moyen et écart-type).

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 21).



Figure 21 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites côtiers en domaine subtidal.

Le groupe 1 (n=12 ; Figure 21) se compose de toutes les années de suivi des sites de la rade de Cherbourg (SSMF05 et SSMF06). Ce groupe présente la plus forte valeur d'abondance moyenne 2894 ± 1481 ind.0,1m⁻² (Figure 22B) et la deuxième richesse totale la plus importante, avec 101 ± 17 taxa. 28 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 (*Praxillella affinis* et *Leiochone leiopygos*). Un bivalve caractéristique des sédiments plus envasés (*Lucinoma borealis*) est également présent dans les espèces spécifiques à cet assemblage.

Le groupe 2 (n=13 ; Figure 21) est composé de toutes les années de suivi des sites de la baie de Seine et de son proche extérieur (SSMF09, SSMF10, SSMF13). Il présente une abondance moyenne de 465 ± 363 ind.0,1m⁻² et une richesse totale moyenne de 89 ± 15 taxa. Les espèces caractéristiques de ce groupe (qui en comporte 35 au total) sont affines des sédiments sableux plus ou moins envasés, comme par exemple l'échinoderme *Acrocrida brachiata*, le bivalve *Kurtiella bidentata* ou les annélides polychètes *Lagis koreni* et *Melinna palmata*.

Le site de maërl de Chausey, échantillonné en 2019 et 2022, forme un groupe à lui seul (G3, n=2 ; Figure 21). Il est principalement caractérisé par la richesse taxonomique la plus élevée (211 taxa ; Figure 22A). 154 taxa, déterminés par la méthode de l'IndVal (p-value = 0,0099), sont caractéristiques de ce groupe, parmi lesquels nous pouvons citer l'amphipode *Animocera docus semiserratus*, les annélides polychètes *Eunice vittata*, *Eurysyllis tuberculata*, *Lumbrineriopsis paradoxa*, *Odontosyllis gibba*, *Opisthodonta serratisetosa*, le genre *Dipolydora* et *Prosphaerosyllis chauseyensis* et le bivalve *Venus verrucosa*.

Le groupe 4 (n= 29 ; Figure 21) est constitué de la totalité des années de suivi des sites de l'Ouest Cotentin, englobant Chausey (SSMF01, SSMF02, SSMF03 et SSMF04), des sites de l'est Cotentin (SSMF07 et SSMF08), 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 (93 ± 113 ind.0,1m⁻² ; Figure 22B) tout comme sa richesse taxonomique totale moyenne (59 ± 19 taxa ; Figure 22A). Ce groupe est caractérisé par quatre espèces : la cumacé *Megaluropus agilis*, les amphipodes *Bathyporeia elegans* et *Bathyporeia guilliamsoniana* et l'annélide *Streptosyllis websteri*.

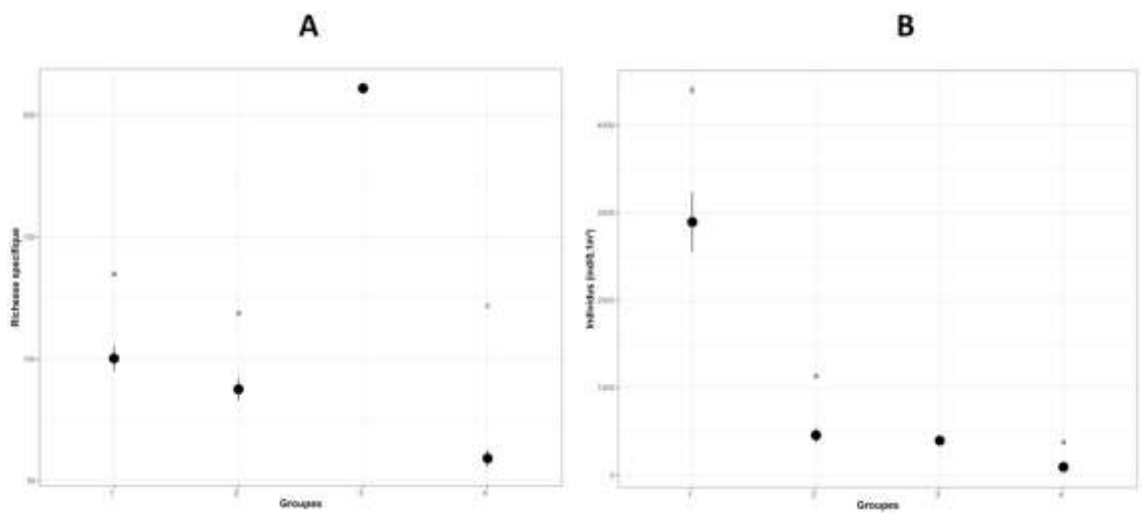


Figure 22 : Richesse spécifique (A) et Abondance (B) des assemblages subtidaux côtiers déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Les groupes (a, b, c et bc) ont été définis par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

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 23). Certains sites (SSMF01, SSMF08, SSMF10, 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 sont variables au cours des années. En 2022, les proportions des différents groupes écologiques restent similaires pour les différents sites. A noter cependant, une proportion toujours importante des espèces du groupe G1 (espèces sensibles à une hypertrophisation) au site SSMF06 et l'augmentation des espèces du groupe G4 (espèces opportunistes de second ordre) aux sites SSMF07, SSMF09, SSMF13 et SSRF01.

Pour deux couples année/station (encadrés noirs ; Figure 23), les proportions des cinq groupes écologiques calculées, doivent être considérées avec précaution (Tableau 6). 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.0,1 m⁻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
SSMF10	2018	75	191	21,75
SSMF13	2022	81	403	21,37

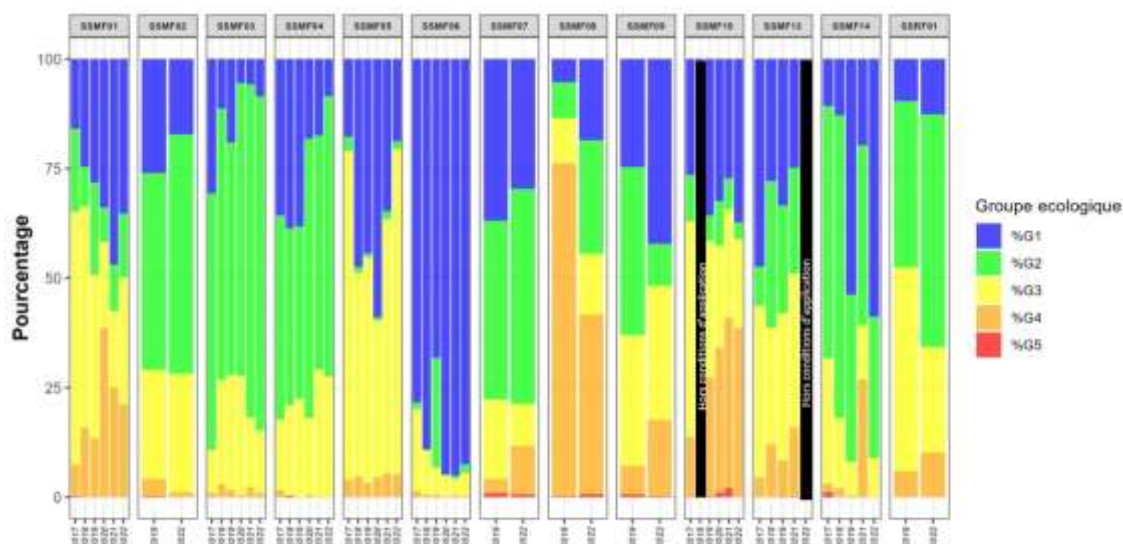


Figure 23 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine subtidal côtier (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

3.3. Masses d'eau de transition en domaine intertidal

3.3.1. Caractéristiques sédimentaires

Pour rappel, depuis 2020, s'applique dans les masses d'eaux de transition la nouvelle stratégie d'échantillonnage de la DCE-Benthos. A l'exception de la Baie de Seine, considérée comme un grand estuaire (type D), les autres estuaires sont considérés en type E (petits à moyens estuaires avec plus de 50 % de surface intertidale). L'échantillonnage à mettre en place est donc de six stations intertidales, ce qui explique que de nouveaux noms de stations apparaissent dans les graphiques.

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 24, Figure 25A et Figure 26). Les sédiments des sites BS01i et SIMF15 (Baie de Seine) sont des vases ou vases sableuses. Ces sites présentent également des teneurs en matière organique plus importantes que les autres sites (proche des 5% ; Figure 26), auxquels peut s'ajouter le site BV06.

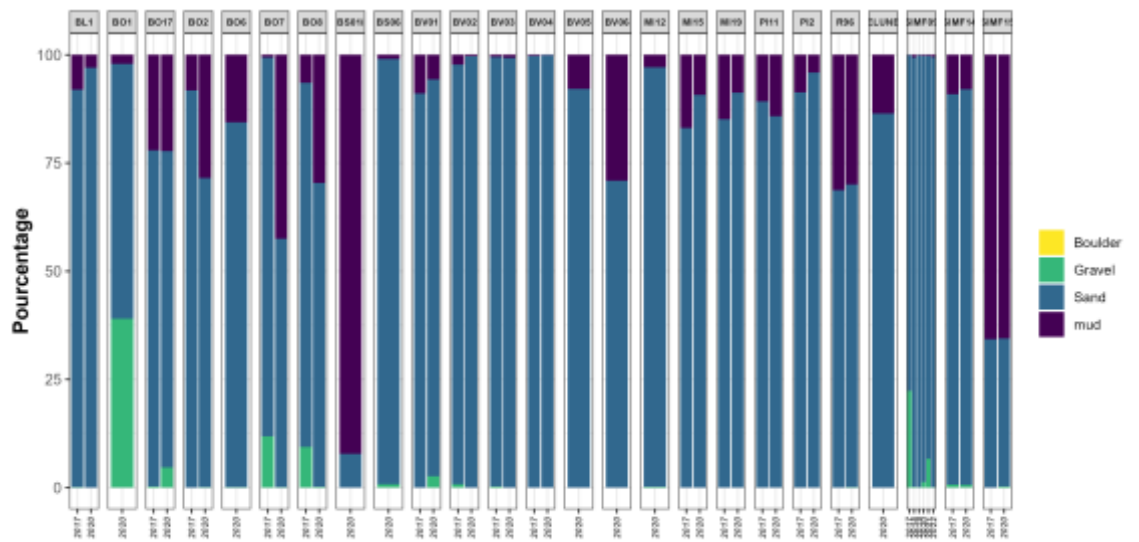


Figure 24 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites de transition en domaine intertidal pour la période 2017-2022.

Au regard de l'indice de Trask (So, Figure 25B), la plupart des sédiments sont bien classés (indice de Trask <2,5). Les sédiments considérés comme mal à très mal classés sont situés en Baie d'Orne (BO1, BO17 et BO2) et en Baie de Seine (BS01i et SIMF15).

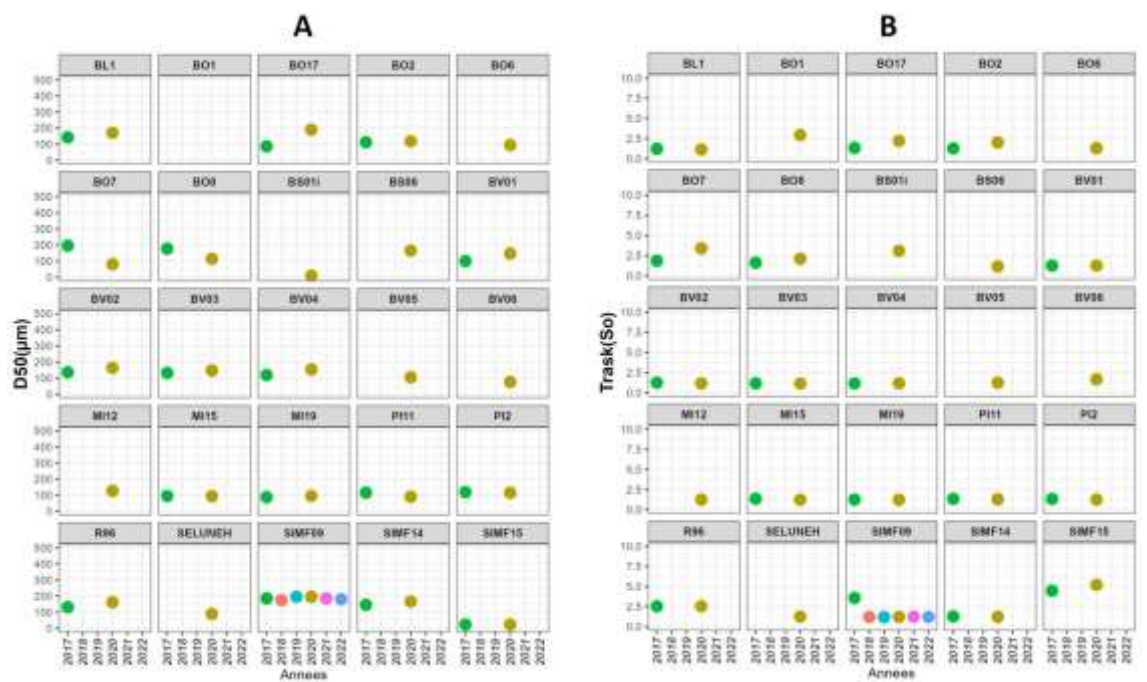


Figure 25 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites de transition en domaine intertidal, 2017-2022. A : médiane granulométrique (D50, μm), B : indice de Trask (So).

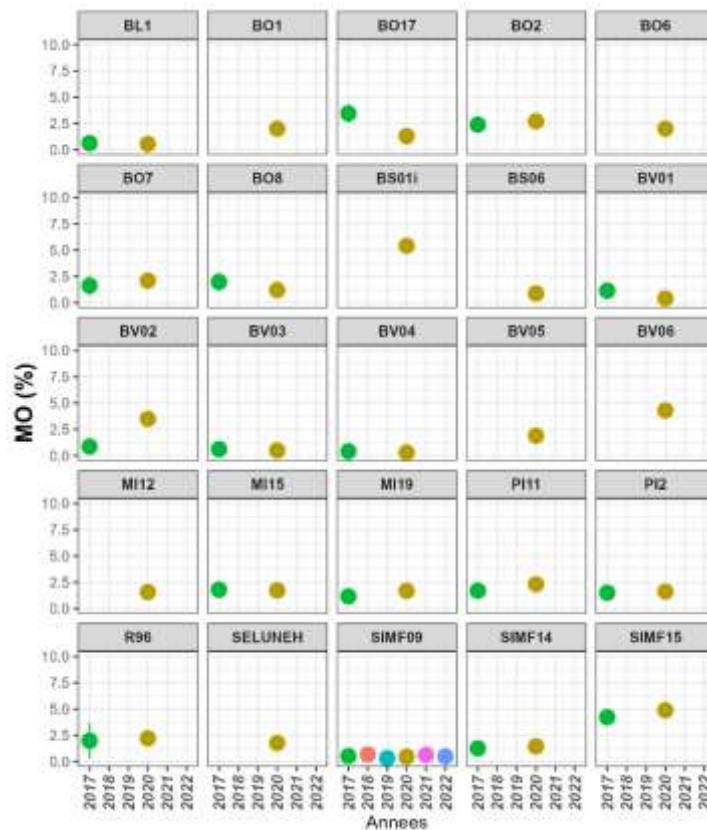


Figure 26 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites de transition en domaine intertidal, 2017-2022 : teneur en matière organique (MO).

3.3.2. Caractéristiques faunistiques

Abondances

L'abondance moyenne sur les 25 sites intertidaux de transition durant la période 2017-2022 est de 71 ± 80 ind. $0,1m^{-2}$, avec une abondance moyenne maximale 2017-2022 atteinte sur un site de la Baie du Mont-Saint-Michel en 2017 (MI15 : 421 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 27A). L'abondance moyenne₂₀₁₇₋₂₀₂₂ minimale est observée sur différents sites en baie d'Orne ou Baie des Veys dès 2017 (Abondance à 1 ind. $0,1m^{-2}$). L'évolution des sites suivis en 2020 par rapport aux années antérieures est variable en fonction des lieux.

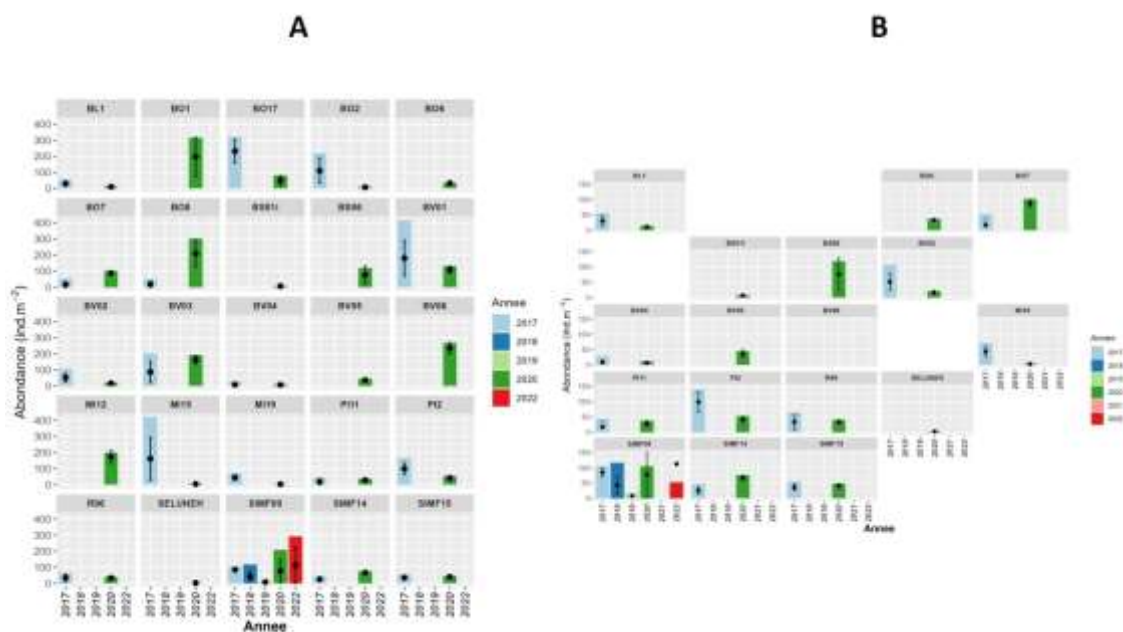


Figure 27 : Abondance moyenne (ind.0,1m⁻² ± écart-type). Sites intertidaux de transition pour la période 2017-2022. (Barres colorées : abondance maximale, points noirs : abondance moyenne et écart-type). A : stations intertidales de transition ; B : zoom sur les stations avec des abondances plus faibles.

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

Un total de 114 taxa a été identifié entre 2017 et 2022 sur l'ensemble des 25 sites intertidaux de transition. La S moyenne₂₀₁₇₋₂₀₂₂ sur l'ensemble des sites est de 16 ± 8 taxa avec une S moyenne₂₀₁₇₋₂₀₂₂ maximale atteinte sur un site de la Baie d'Orne en 2017 (BO7 : 31 taxa) et une S moyenne₂₀₁₇₋₂₀₂₂ minimale observée sur le site de la baie du Mont Saint-Michel en 2020 (MI15 : 2 taxa ; Figure 28).

La proportion d'individus est bien répartie entre les espèces (Figure 29). Sur l'ensemble des suivis 2017-2022, 57% des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont supérieurs à 0,6, 28% sont compris entre 0,4 et 0,6. Quelques valeurs de l'indice de Pielou sont faibles et traduisent la dominance d'un taxon. Les valeurs les plus faibles sont enregistrées sur le site MI15 en 2017 et 2020 et sont liées à la dominance de l'amphipode *Corophium arenarium*.

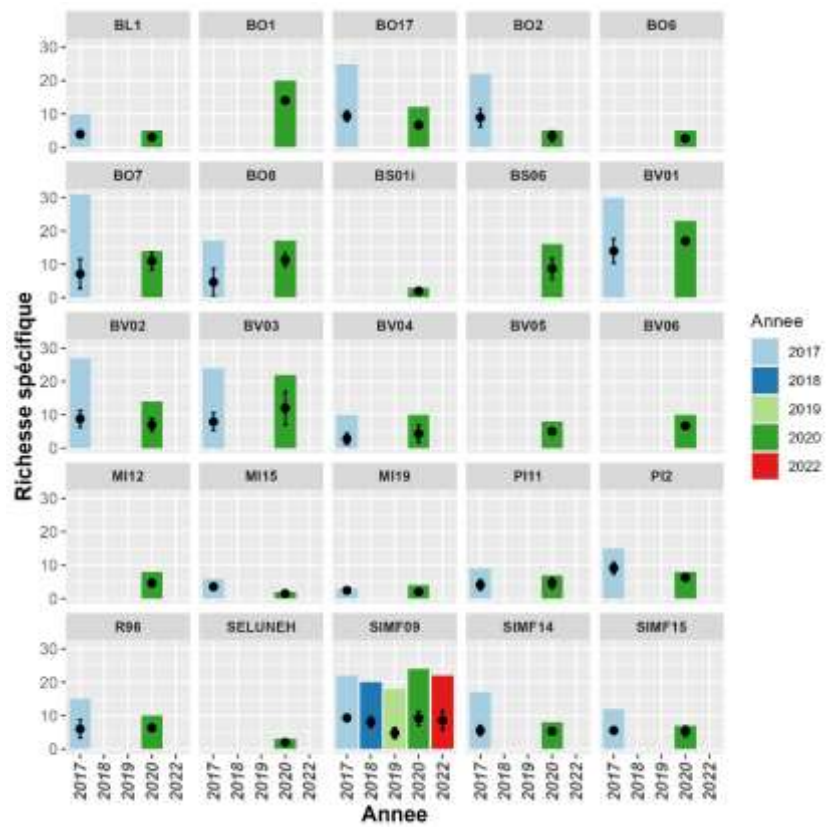


Figure 28 : Richesse taxonomique (S) des sites de transition en domaine intertidal - 2017-2022 (barres colorées : richesse maximale, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

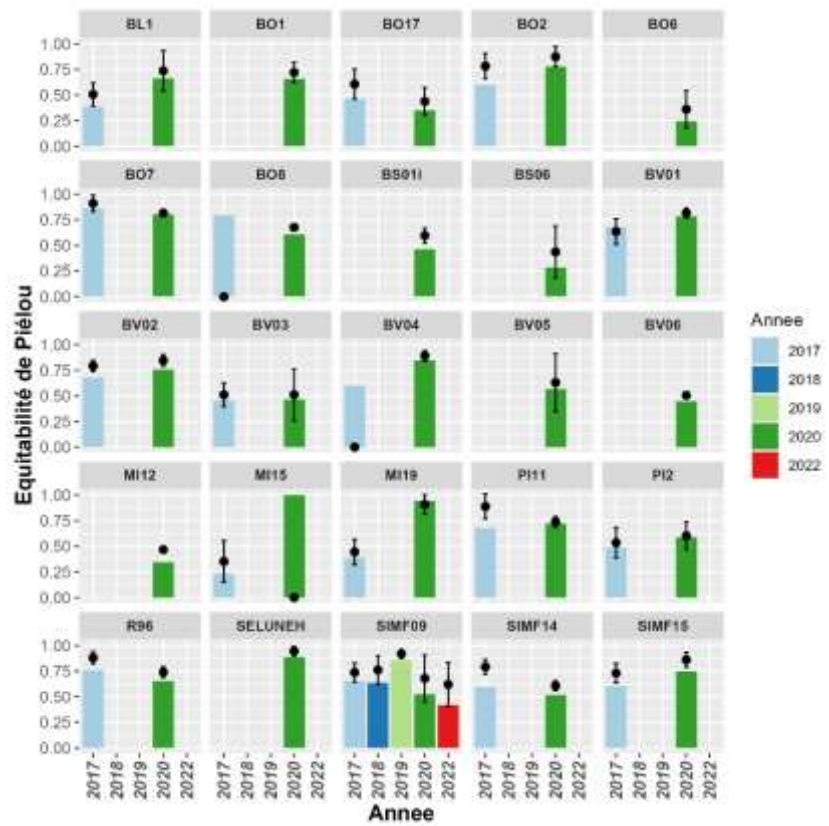


Figure 29 : Indice de Pielou (J') - sites de transition en domaine intertidal - 2017-2022 (barres colorées : indice de Pielou maximal, points noirs : indice de Pielou moyen et écart-type).

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 de transition sont significativement différents (PermAnova : p -value < 0,001 ; Figure 30).

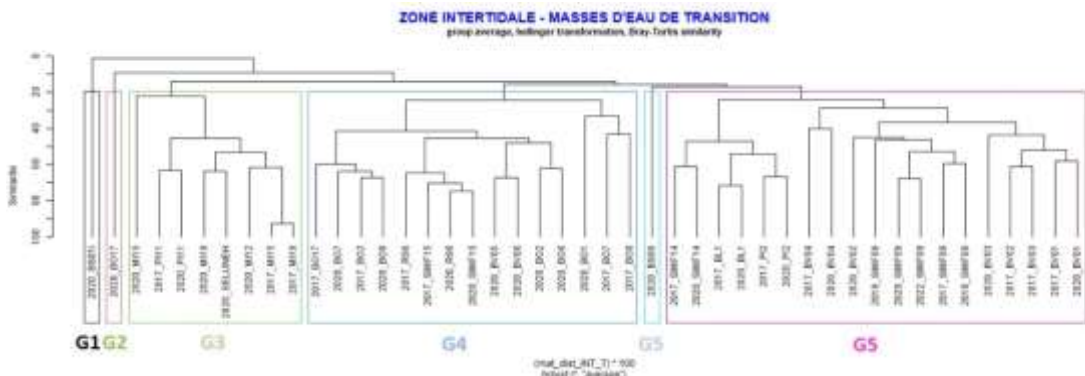


Figure 30 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites de transition en domaine intertidal.

Le premier groupe (G1, $n=1$; Figure 30) est constitué de l'année 2020 de suivi du nouveau site situé le plus en amont en Baie de Seine (BS01i). L'amphipode *Corophium volutator*, les Néreidés sont les espèces les plus caractéristiques du premier groupe (IndVal ; p -values respectives = 0,0495 et 0,0396). Ce groupe présente la richesse taxonomique la plus faible ($S = 3$ taxa, Figure 31A) et l'abondance moyenne la plus faible ($N = 7$ ind. $0,1 \text{ m}^{-2}$) (test de Tukey, p -value < 0,001).

Le deuxième groupe (G2, $n=1$; Figure 30) est constitué de l'année 2020 de suivi du site BO17 en Baie d'Orne. Ce groupe présente une richesse taxonomique et une abondance moyennes (respectivement $S = 12$ taxa et $N = 50$ ind. $0,1 \text{ m}^{-2}$) (test de Tukey, p -value < 0,001). L'annélide *Ophelia rathkei* et le bivalve *Mytilus edulis* sont les espèces caractéristiques de ce deuxième groupe (IndVal ; p -values respectives = 0,0396 et 0,0495).

Le troisième groupe (G3, $n=8$; Figure 30) est constitué des couple sites/années de la Baie du Mont Saint-Michel, à l'exception du site PI2. Ce groupe présente la seconde plus faible richesse spécifique (6 taxa) et une abondance moyenne ($N = 547$ ind. $0,1 \text{ m}^{-2}$; Figure 31). Aucune espèce ne caractérise ce groupe.

Le quatrième groupe (G4, $n=15$; Figure 30) est constitué des couple sites/années de la Baie d'Orne et de deux sites en Baie de Seine situés près du pont de Normandie (R96 et SIMF15) et d'un des nouveaux sites de la Baie des Veys (BV06). Il présente une richesse moyenne de 17 ± 7 taxa et la seconde plus forte abondance (285 ind. $0,1 \text{ m}^{-2}$). L'espèce caractéristique est le bivalve *Scrobicularia plana* (IndVal ; p -value = 0,0099).

Le cinquième groupe (G5, $n=1$; Figure 30) est constitué de l'année 2020 de suivi du second nouveau site situé en Baie de Seine (BS06). L'amphipode *Urothoe poseidonis* est l'espèce la plus caractéristique de ce groupe (IndVal ; p -value = 0,0099). Ce groupe présente la richesse taxonomique moyenne ($S = 16$ taxa, Figure 31A) et d'une abondance moyenne ($N = 273$ ind. $0,1 \text{ m}^{-2}$) (test de Tukey, p -value < 0,001).

Le dernier groupe est constitué de l'ensemble des couple sites/années restants, ce qui comprend les autres sites intertidaux de la Baie de Seine, les sites de la Baie des Veys et le site PI2 de la Baie du Mont Saint-Michel. Il présente la plus forte richesse spécifique (19 taxa ; Figure 31) et une abondance moyenne (240 ind. $0,1 \text{ m}^{-2}$). Aucune espèce ne caractérise ce groupe.

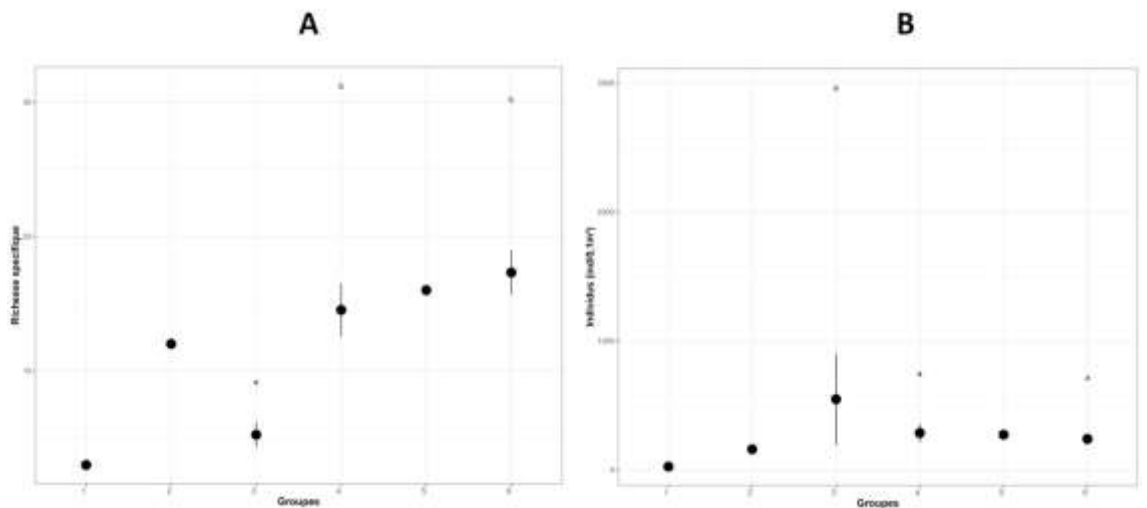


Figure 31 : Richesse spécifique (A) et Abondances (B) des assemblages intertidaux de transition déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Les groupes (a, b, c et bc) ont été définis par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

Contrairement aux sites du domaine intertidal côtier, la plupart des communautés sont dominées par des taxa appartenant au groupe écologique 3 (Figure 32). Les sites du fond de la baie de l'Orne et de la baie des Veys présentent une forte proportion d'espèces opportunistes de premier ordre (G5), en particulier les oligochètes.

La communauté en place au site d'appui de Brévands (SIMF09) est dominée par les amphipodes *Bathyporeia sarsi* et *Bathyporeia pilosa* (G1). Toutefois, l'existence de l'annélide *Pygospio elegans* (G3) et de nématodes (G5) peut contribuer à diminuer la proportion du groupe écologique G1. Cependant, la proportion du groupe G1 subit des fluctuations (Figure 32).

Globalement, en 2022, s'observent des diminutions des proportions des groupes G4 et G5 sur les différents sites. Une seule exception pour le site BO8 qui voit fortement augmenter la proportion du groupe G5, notamment liée à la présence de l'annélide *Tubificoides benedii*.

Pour six couples année/station, les proportions des cinq groupes écologiques calculées doivent être considérées avec précaution (Tableau 8 et Figure 32). 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 8 : Résumé des descripteurs (S : richesse taxonomique, N : abondance moyenne (ind.0,1 m⁻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
BV01	2017	30	573	29,52
BO2	2017	22	354	31,03
MI19	2017	3	151	0
BO8	2020	17	669	35,08
BS01i	2020	3	25	7,14
MI15	2020	2	69	50
SéluneH	2020	3	46	0

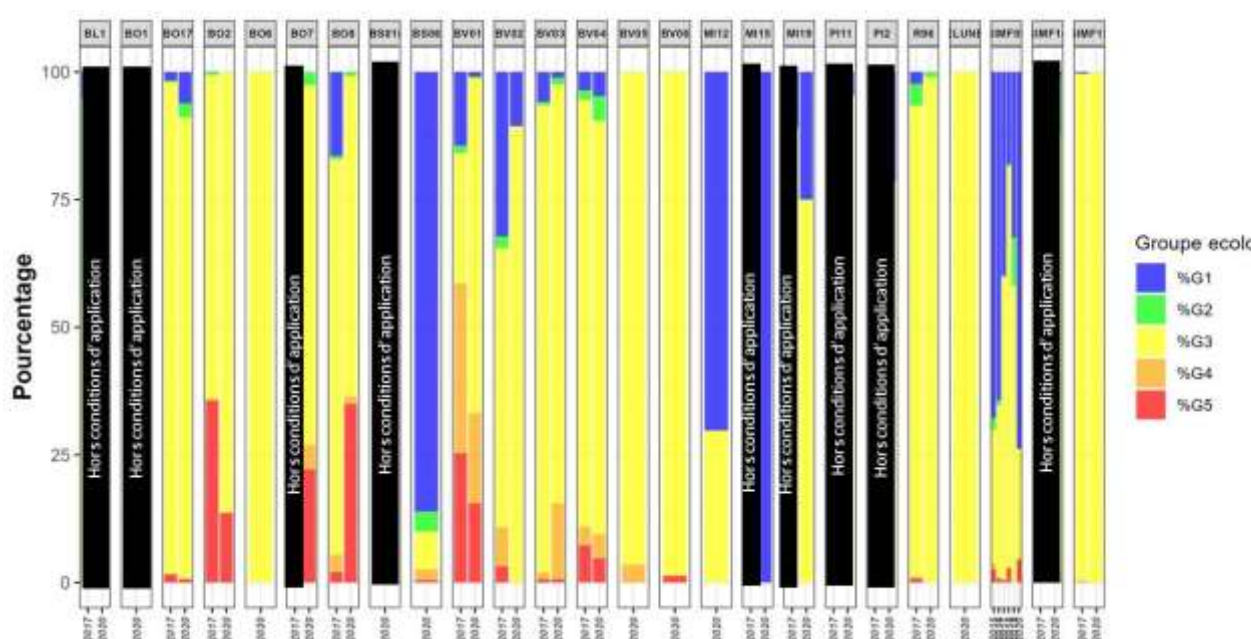


Figure 32 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine intertidal de transition (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

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 2020.

3.4.1. Caractéristiques sédimentaires

Les sédiments des sites subtidaux de baie de Seine sont tous caractérisés, selon la classification de Blott & Pye en 2001 (Figure 33) et comme l'illustre la médiane granulométrique (D50 - Figure 34A), 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 2020 (Figure 34B).

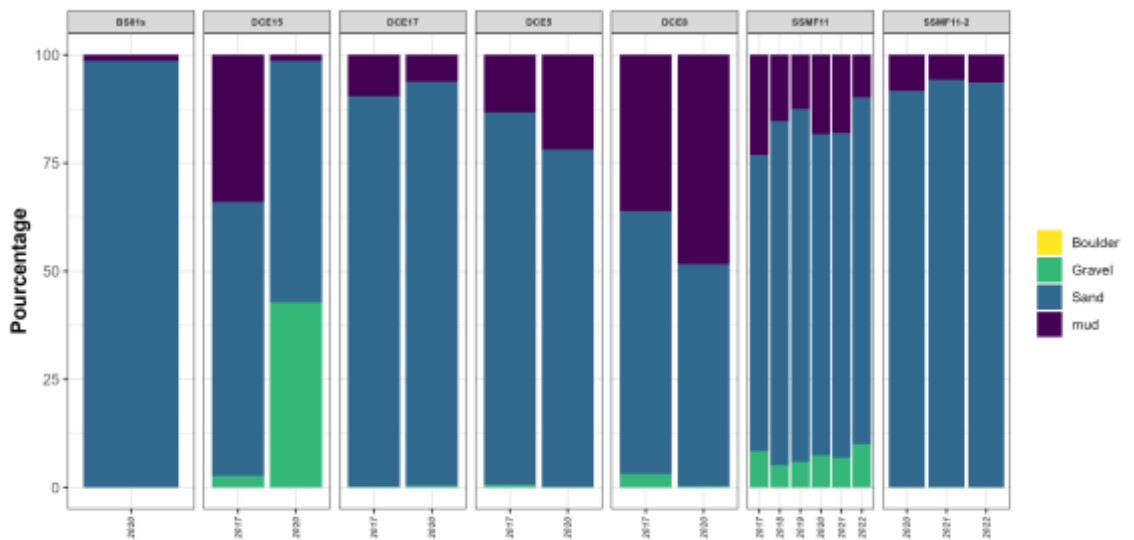


Figure 33 : Histogramme de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites de transition en domaine subtidal - 2017-2022.

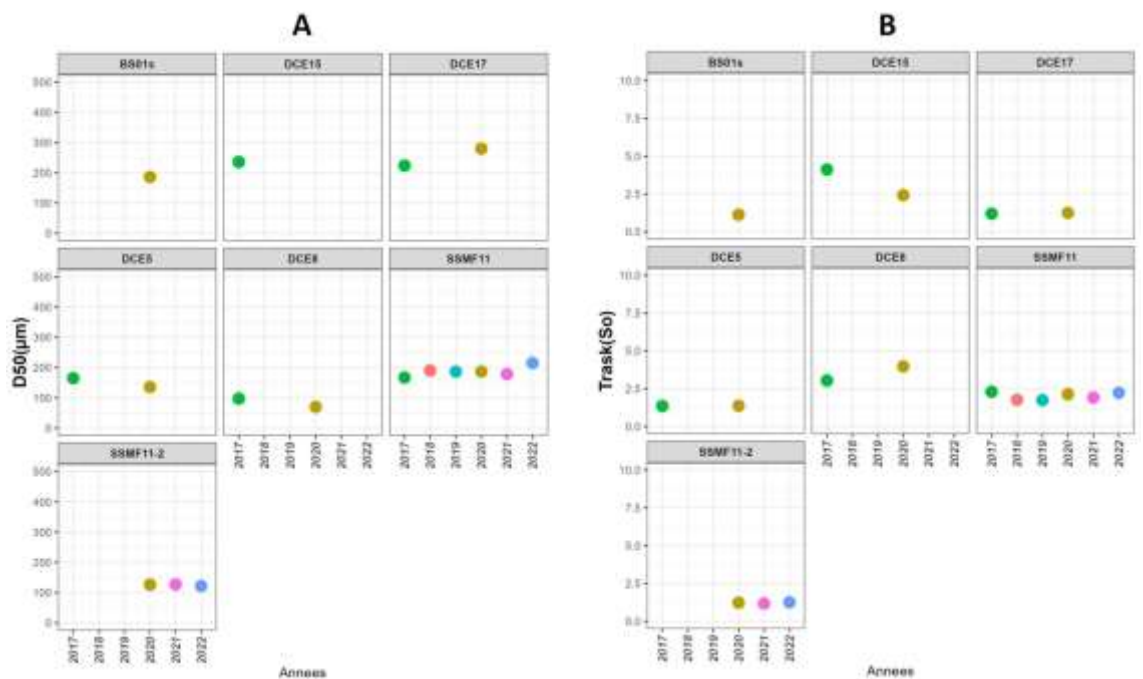


Figure 34 : Evolution des paramètres sédimentologiques des sites de transition en domaine subtidal, 2017-2022. A : médiane granulométrique ($D50, \mu m$), B : indice de Trask (So).

Les valeurs en matière organique (MO) sont stables sur la période étudiée (2017-2022) et restent faibles (Figure 35).

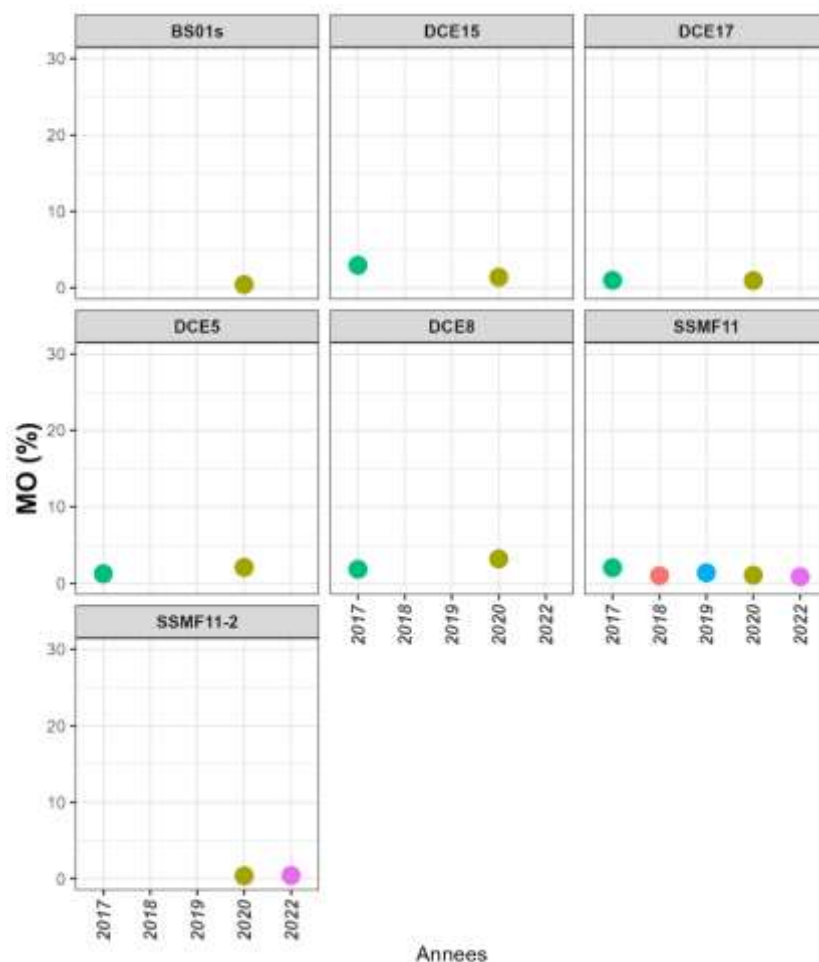


Figure 35 : Evolution de la teneur en matière organique des sédiments subtidaux situés en domaine de transition entre 2017 et 2022.

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

3.4.2. Caractéristiques faunistiques

Abondance

Sur l'ensemble des 7 sites du domaine subtidal de transition, l'abondance moyenne₂₀₁₇₋₂₀₂₂ est de 189 ± 292 ind._{0,1m⁻²}. L'abondance moyenne₂₀₁₇₋₂₀₂₂ maximale a été atteinte sur le site à l'embouchure de l'estuaire (SSMF11) en 2017 (2033 ind._{0,1m⁻²} ; Figure 36). L'abondance moyenne₂₀₁₇₋₂₀₂₂ la plus faible a été observée au site DCE17 en 2017 (1 ind._{0,1m⁻²} ; Figure 36).

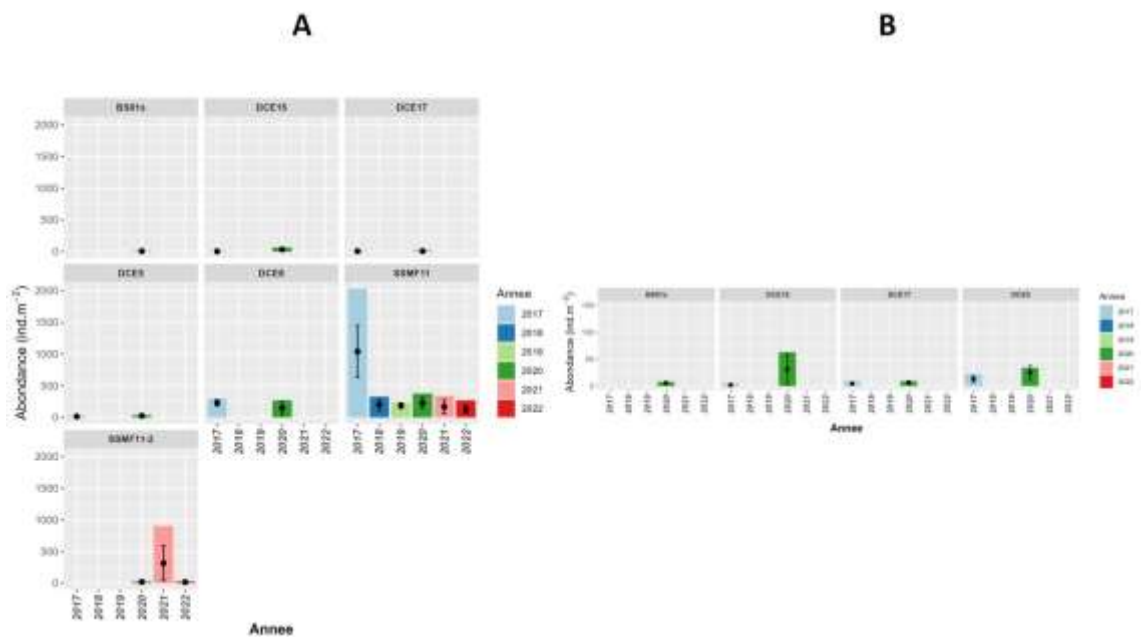


Figure 36 : Abondance moyenne (ind.0,1m⁻² ± écart-type). Sites subtidiaux de transition pour la période 2017-2022. (Barres colorées : abondance maximale, points noirs : abondance moyenne et écart-type). A : stations subtidales de transition ; B : zoom sur les stations avec des abondances plus faibles.

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

Un total de 323 taxa a été identifié sur l'ensemble des 7 sites du domaine subtidal de transition entre 2017 et 2022. La richesse (S ; Figure 37) moyenne₂₀₁₇₋₂₀₂₂ sur l'ensemble des sites est de 56 ± 45 taxa, avec un maximum atteint en 2017 sur le site de à l'embouchure de la Seine (SSMF11, 153 taxa) et un minimum de 3 taxa sur le site DCE17 en 2017.

La structuration des communautés en termes d'abondance est bien équilibrée. Sur l'ensemble des années de suivi, 80% des indices de Pielou (J') ; Figure 38) sont supérieurs à 0,6 et 13% des indices de Pielou sont compris entre 0,4 et 0,6. Les valeurs les plus faibles sont enregistrées sur le site SSMF11-2 en 2021 et sont liées à la présence du polychète *Owenia fusiformis*.

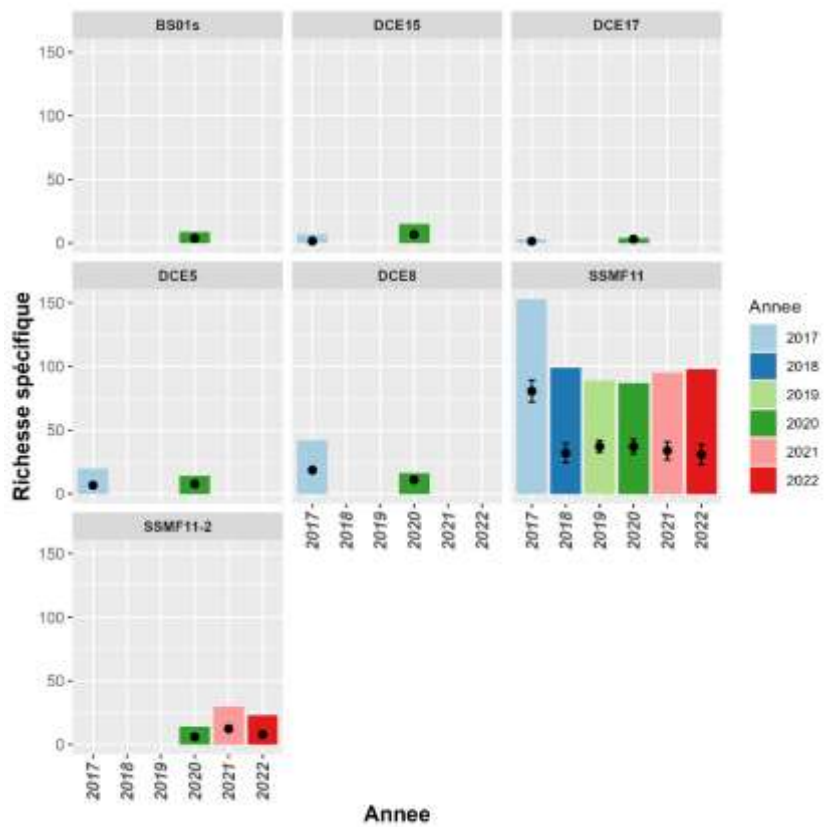


Figure 37 : Richesse taxinomique (S). Sites en domaine subtidal de transition - 2017-2022 (barres colorées : richesse totale, points noirs : richesse moyenne et écart-type).

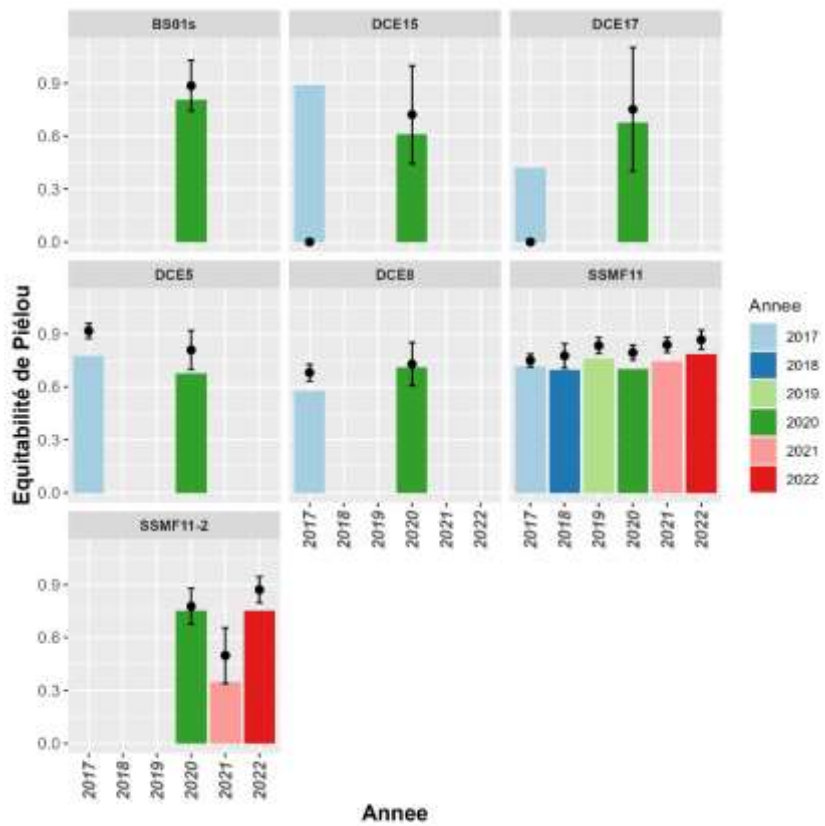


Figure 38 : Indice de Piélou (J). Sites en domaine subtidal de transition - 2017-2022 (barres colorées : indice de Piélou total, points noirs : indice de Piélou moyen et écart-type).

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 de transition sont significativement différents (PermAnova, p-value < 0,001 ; Figure 39).

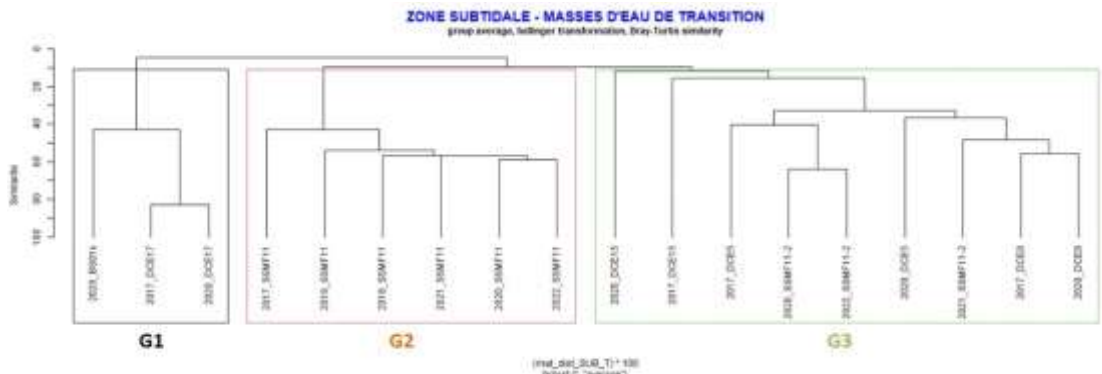


Figure 39 : Classification ascendante hiérarchique (CAH) réalisée à partir de la matrice de similarité (Distance de Bray-Curtis) entre les sites du domaine subtidal de transition.

Le groupe 1 (n= 3 ; Figure 39) est constitué des sites subtidaux les plus internes de la Baie de Seine. L'abondance moyenne de ce groupe est la plus faible (10 ± 9 ind.0,1m⁻²) ; tout comme sa richesse taxonomique totale moyenne (5 ± 3 taxa). Ce groupe est caractérisé par deux amphipodes (méthode IndVal ; p-value = 0,0198) : *Haustorius arenarius* et *Bathyporeia pilosa*.

Le groupe 2 (n= 6 ; Figure 39) est constitué du site à l'extérieur de l'estuaire. L'abondance moyenne de ce groupe est la plus forte (323 ± 352 ind.0,1m⁻²). La richesse taxonomique totale moyenne est également la plus élevée (103 ± 23 taxa). 46 taxa caractérisent ce groupe. Parmi elles, nous pouvons citer les annélides polychètes *Caulleriella alata*, *Galathowenia oculata*, *Melinna palmata*, *Protodorvillea kefersteini*, *Sthenelais boa*, *Pholoe inornata*, le gastéropode *Tritia reticulata*, l'amphipode *Abludomelita obtusata*, le crustacé *Tanaopsis graciloides* et l'échinoderme *Acrocnida brachiata*.

Les sites situés à l'embouchure de la Seine forment un groupe à eux seuls (G3, n=9 ; Figure 39). Il est caractérisé par une richesse taxonomique et une abondance moyennes (respectivement 23 ± 11 taxa et 89 ± 115 ind.0,1m⁻²). L'espèce caractéristique de ce groupe (méthode de l'IndVal ; p-value = 0,0099), est le bivalve *Fabulina fabula*.

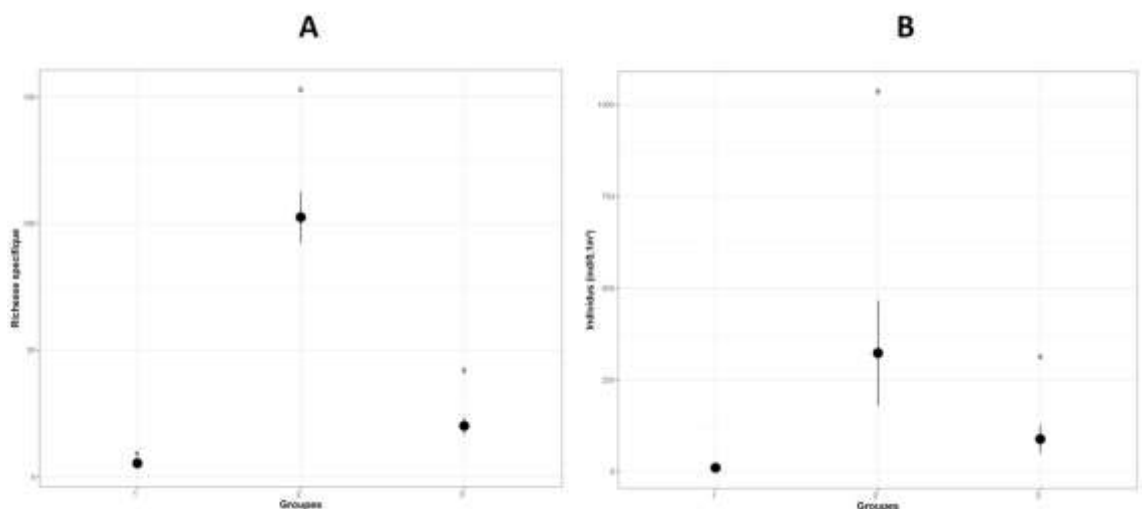


Figure 40 : Richesse spécifique (A) et Abondances (B) des assemblages subtidaux de transition déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Les groupes (a, b) ont été définis par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

Les assemblages subtidaux de l'estuaire de la Seine sont dominés par des espèces appartenant aux groupes écologiques G1 et G2. En 2020, le site DCE8 a vu une augmentation notable des taxa du groupe G3, notamment avec une forte hausse des abondances des *Abra alba*.

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 2020 (avec de fortes abondances des Capitellidae, des némertes et des nématodes).

Pour deux couples année/station (encadrés noirs ; Figure 41), 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 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 stations côtières du domaine subtidal.

Sites	Année	S	N	%NA
DCE15	2017	7	2	6,67
DCE17	2017	3	5	0

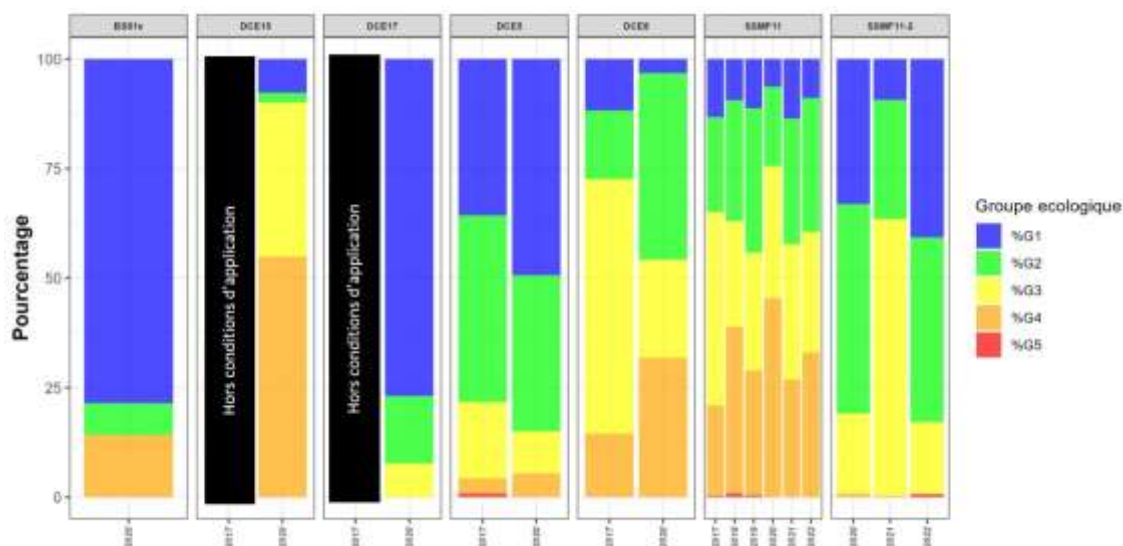


Figure 41 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine subtidal de transition (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

4. Synthèse 2022 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* et deux stations à *Zostera noltei*).

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 10). 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 10 : 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[[0,2 ; 0,39[[0,39 ; 0,53[[0,53 ; 0,77[[0,77 ; 1]	Borja et al. (2012) Neto et Salas Herrero (2016)
ANG (EQR)	[0 ; 0,2[[0,2 ; 0,4[[0,4 ; 0,645[[0,645 ; 0,8[[0,8 ; 1]	

Le Tableau 11 synthétise les derniers résultats disponibles du contrôle biologique benthique. Ce dernier a été calculé en 2022 pour la période 2015-2020. 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.

Tableau 11 : Synthèse 2022 des derniers résultats du contrôle biologique des éléments de qualité benthique : faune invertébré benthique (FAU), angiospermes (ANG).

Masses d'eau	FAU (2015-2020)	ANG (2020)
HC01	0,8	0,82
HC02	0,79	
HC03	0,95	0,53
HC04	0,9	
HC60	1	
HC61M	0,94	
HC07		
HC08		
HC09	1	0,48
HC10	0,73	
HC11		
HC12		
HC13	0,93	
HC14	0,85	
HC15	0,85	
HC16M	0,97	
HC17		
HC18	0,92	
HT03M		
HT04M		
HT05M		
HT06M		0,70

5. Opérations programmées en 2023 et 2024

Pour l'année 2023, le volet benthique comprend les éléments de qualité suivants :

- Le suivi stationnel des macroinvertébrés de substrats meubles des sites de transition et des sites 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.
 - Herbiers à Zostères naines :
 - Stationnel : 2 herbiers à *Zostera noltei* seront échantillonnés

Pour l'année 2024, 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.
- Le suivi surfacique et stationnel des herbiers à angiospermes marins :
 - Herbiers à Zostères marines :
 - Stationnel : les cinq herbiers à *Zostera marina* seront échantillonnés.
 - Herbiers à Zostères naines :
 - Stationnel : 2 herbiers à *Zostera noltei* seront échantillonnés

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.
- 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.
- Blanchet Hugues, Fouet Marie (2019). Synthèse méthodologique pour la surveillance de l'élément de qualité biologique "Faune invertébrée benthique dans les masses d'eau de transition (estuaires) de la façade Manche-Atlantique". 14 p.
- Blott S.J. & Pye K. (2001) GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 1237–1248.
- 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*, 1/2014 | 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.
- Neto J. M., Salas Herrero F. (2016). Intercalibration report for the Biological Quality Element SEAGRASS of the North East Atlantic Geographical intercalibration group for Coastal Waters (NEA 1/26) and Transitional Waters (NEA 11). IMAR-CMA, Université de Coimbra, - JRC European Commission, 35 p.
- 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.