

Comparaison des peuplements benthiques autour de l'émissaire du Wharf, entre 1979, 2009 et 2021



L. Latry & X. de Montaudouin (UMR EPOC)¹

Assistants scientifiques : N. Lavesque¹, M. Legain¹

Assistants techniques : L. Letort², M. Karima-Bohi²

Avril 2022

¹ Unité Mixte de Recherche 5805 CNRS Université Bordeaux 1, Station Marine d'Arcachon

² Institut National des Sciences de l'Univers

Table des matières

RESUME	3
INTRODUCTION	4
MATERIEL ET METHODES	6
Campagne d'échantillonnage.....	6
Travail en laboratoire	7
Mesures abiotiques	7
Mesures biotiques	7
Analyse des données.....	8
Caractérisation des peuplements.....	8
Traitement statistique	10
Identification et comparaison des peuplements macrobenthiques	10
RESULTATS	11
Caractéristiques des sédiments	11
Comparaison quantitative des peuplements benthiques entre 1979, 2009 et 2021.....	12
Abondance et biomasse	12
Diversité.....	13
Identification et comparaison des peuplements macrobenthiques.....	14
Analyse biosédimentaire.....	16
Estimation de l'état de santé des peuplements	17
Prélèvement à la drague	18
DISCUSSION	19
Références bibliographiques.....	20
ANNEXES.....	22

RESUME

Dans le cadre du suivi des peuplements benthiques autour de l'émissaire du Wharf de La Salie, en comparant les données des campagnes d'échantillonnage de 1979, 2009 et de 2021, la présente étude a abouti aux conclusions suivantes :

- Les sédiments qui consistaient en des sables fins en 1979 sont devenus en 2009 comme en 2021 des sables moyens propres et bien triés.
- Les paramètres quantitatifs de la faune (abondance, biomasse et richesse spécifique), qui avaient fortement diminué entre 1979 et 2009 avec le changement des caractéristiques sédimentaires, ont retrouvé en 2021 les niveaux de 1979. Les variations saisonnières des conditions hydrodynamiques et les cycles biologiques des espèces se révèlent être les facteurs majeurs expliquant la différence entre 2009 et 2021.
- En revanche, qualitativement, la structure des peuplements entre les trois années de suivi est différente, mais leur composition faunistique correspond au même habitat EUNIS « A5.233 - *Nephtys cirrosa* et *Bathyporeia spp.* dans du sable infralittoral »
- Les peuplements composés majoritairement d'espèces robustes inféodées aux sables mobiles donnent de bons résultats à l'indicateur biologique M-AMBI. L'état biologique du milieu s'avère en 2021 aussi bon qu'en 1979 et meilleur qu'en 2009.
- La mégafaune de sub-surface est peu diversifiée (9 espèces en tout) mais caractéristique de l'habitat sable mobile.
- A ce jour, les rejets de l'émissaire du Wharf ne semblent pas avoir d'impact sur la structure des peuplements benthiques du site et ne constituent donc pas pour ce compartiment une perturbation significative.

1 INTRODUCTION

Depuis la création du Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon (SIBA) en 1964, le réseau d'assainissement reliant les communes du Cap Ferret à Arcachon s'est peu à peu modernisé et adapté aux effluents urbains et industriels d'une population en croissance constante. Les eaux usées qui étaient auparavant directement évacuées à l'océan depuis la côte, sont depuis 1974 traitées et déversées à 800 m au large de la plage de La Salie via l'émissaire du Wharf. L'impact de ces déversements (de 60 000 à 30 000 m³/jour depuis les années 2000) sur la faune des fonds marins, caractérisée par les invertébrés benthiques, a été étudié à trois reprises dans le secteur depuis l'implantation de cet émissaire (Bouchet et Cornet, 1976 ; Bouchet *et al.*, 1982 ; de Montaudouin *et al.*, 2009).

Les peuplements benthiques représentent de bons indicateurs de la qualité écologique des masses d'eau et du sédiment. Ils sont en effet composés d'organismes relativement sédentaires avec une sensibilité aux perturbations qui diffère selon les espèces et une longévité suffisante pour intégrer des variations du milieu à court et moyen termes. De nombreuses études ont montré que les variables descriptives fondamentales de ces peuplements (abondance, biomasse, richesse spécifique) variaient en fonction de la distance (spatiale et/ou temporelle) de la source de perturbation (Glémarec et Hily, 1981; Hily, 1983; 1984). La détermination spécifique, associée à ces paramètres, a permis d'élaborer un certain nombre d'indicateurs biologiques de la qualité des milieux (Borja *et al.*, 2000; Dauvin et Ruellet, 2007; Simboura *et al.*, 2007) dont la pertinence a pu ensuite être évaluée (Rosenberg *et al.*, 2004; Quintino *et al.*, 2006; Blanchet *et al.*, 2007; Munari et Mistri, 2008; Lavesque *et al.*, 2009; Patrício *et al.*, 2009; Pinto *et al.*, 2009).

Sur la zone de La Salie, aucune étude quantitative sur la faune benthique n'a eu lieu avant la construction du Wharf en 1974. La première a été effectuée entre décembre 1973 et mai 1974, soit en période de travaux du Wharf et durant le premier mois de fonctionnement de celui-ci (Bouchet et Cornet, 1976). La seconde, réalisée par Bouchet *et al.* (1982) en 1979, a suivi des méthodes d'échantillonnage similaires à celles communément utilisées de nos jours pour décrire les peuplements benthiques. Les données de 1979 ont ainsi pu servir de comparaison aux résultats de la dernière campagne, réalisée en 2009 par nos équipes de la Station Marine d'Arcachon/Laboratoire EPOC (de Montaudouin *et al.*, 2009). La méthode et le plan d'échantillonnage de cette dernière ont été suivis à l'identique pour la campagne réalisée en septembre 2021 qui fait l'objet de ce rapport. En supplément, la présente étude a également pris en compte le compartiment mégabenthique, constitué d'espèces de grande taille et à faible densité échantillonnées à la drague.

La présente étude propose d'identifier les peuplements benthiques et les caractéristiques sédimentaires autour de l'émissaire du Wharf en septembre 2021 ainsi que d'évaluer si les effluents ont un effet sur la structure de ces peuplements benthiques (1) en comparant nos résultats avec ceux des études antérieures de 1979 et de 2009 et (2) en évaluant la qualité écologique du milieu à partir d'indices élaborés en accord avec la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (Borja *et al.*, 2000) sur la base des données de ces trois années de suivi.



Figure 1 : Localisation des stations échantillonnées à la benne (O) et à la benne + à la drague (★)

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 Campagne d'échantillonnage

Il a fallu attendre le 2 septembre 2021 pour que l'ensemble des conditions permettant d'effectuer la mission d'échantillonnage au large de La Salie soient réunies. La navigation jusqu'à cette zone depuis le bassin d'Arcachon, avec la traversée de la passe Nord et des hauts fonds du secteur, est particulièrement délicate en considérant le temps de travail nécessaire sur place et l'amplitude des marées. L'utilisation des engins de prélèvement, la benne Van Veen et la drague, nécessite également une amplitude de houle inférieure à 1 mètre, ce qui est peu souvent observé aux abords de la plage de la Salie.

Tous les échantillons ont été collectés en septembre ce qui assure une meilleure robustesse dans l'analyse inter-stationnelles des données. Au total, 29 stations ont été échantillonnées entre la sortie de la passe Sud du bassin d'Arcachon (3,9 km au nord du Wharf) et le sud du Wharf (à 2,2 km) (Figure 1). Cette zone d'étude représente une surface d'environ 16 km².

Sur chaque station, deux échantillons ont été prélevés à la benne Van Veen (0,1 m²) pour la macrofaune (Figure 2). Sur l'un des deux réplicats, un sous-échantillon de sédiment de faible volume a été conservé pour les analyses de granulométrie et de teneur en matière organique. Les échantillons faunistiques ont été tamisés à bord sur tamis de 1 mm de maille puis conservés dans des pots avec une solution de formaldéhyde à 4%.

Parmi les 29 stations, 10 ont été sélectionnées (Figure 1, *étoiles rouges*) pour y prélever en plus la mégafaune épibenthique (organismes vivant à la surface du sédiment) au moyen d'une drague à coquilles de 1 m de large et 1 cm de maille (Figure 3). L'épifaune draguée sur un tracé de 120 m de long, soit une surface de 120 m² par station, donne une approche qualitative de la faune en présence.

La superposition du plan d'échantillonnage de la campagne de 1979 (Bouchet *et al.*, 1982 ; Annexe 1) à celui de 2009 et 2021 (Figure 1) a permis d'identifier des stations spatialement comparables. Au total, 19 stations de 1979 (St. 13-14-15-24-25-26-27-100-101-113-142-143-144-145-146-147-156-157-158) étaient situées à proximité des 29 stations de 2009 et 2021.



Figure 3 :
Benne Van Veen



Figure 2 :
Drague à coquilles

2.2 Travail en laboratoire

2.2.1 Mesures abiotiques

Chaque échantillon de sédiment a été scindé en deux parties : une pour l'analyse granulométrique et une plus petite pour la mesure de la teneur en matière organique.

2.2.1.1 Granulométrie

L'analyse granulométrique permet de caractériser la composition sédimentaire retrouvée sur chaque station de prélèvement. Le sédiment a d'abord été séché dans une étuve à 60°C durant 48 heures puis pesé afin d'obtenir un poids sec total de sédiment. Ce sédiment total a ensuite été tamisé sur colonne humide permettant de séparer cinq fractions sédimentaires : > 1 mm ; > 500 µm ; > 250 µm ; > 125 µm, > 63 µm et < 63 µm (ou pélites). Chaque refus de tamis a été séché (60°C ; 48h) puis pesé. Le poids de la fraction de pélites est obtenu par différence entre la première pesée du sédiment sec total et la somme des fractions recueillies dans les tamis. Le poids sec de chaque fraction a ensuite été ramené à un pourcentage de poids sec total.

Le logiciel GRADISTAT (Blott, 2001) a été utilisé pour identifier le type de sédiment par ses fractions de sables, graviers et pélites ainsi que par ses grains moyens et mode. La classification granulométrique adoptée pour les sables est issue de Wentworth (1922) et les faciès sédimentaires correspondants sont issus de la méthode géométrique adoptée par Folk et Ward (1957).

2.2.1.2 Matière organique

La mesure de la teneur en matière organique se fait par la méthode de « perte au feu » à 450°C. Les échantillons sont placés à l'étuve (60°C, 48 à 72 heures), pesés, placés au four à mouffles où ils sont calcinés à 450°C pendant 4 heures, puis pesés à nouveau. La différence de masse entre les deux pesées correspond à la perte de matière organique.

$$\% \text{ MO} = ((\text{poids sec} - \text{poids de cendres}) / \text{poids sec}) \times 100$$

2.2.2 Mesures biotiques

2.2.2.1 Tri et détermination taxonomique

Les échantillons ont tout d'abord été rincés à l'eau douce sous sorbonne. Les eaux issues de ce rinçage ont été envoyées à une entreprise de traitement spécialisée. Les sédiments ont ensuite été triés à l'œil nu et sous loupe binoculaire afin de récupérer les organismes, séparés par groupe zoologique et conservés dans de l'alcool à 70 %. Les déterminations taxonomiques ont été réalisées sous loupe binoculaire et microscope optique à l'aide de nombreuses publications scientifiques et d'ouvrages. Les organismes ont été identifiés au niveau taxonomique le plus précis possible et dénombrés. Une fois ramenées au mètre carré, les valeurs d'abondance spécifique ont été consignées dans une base de données.

2.2.2.2 Biomasse

Pour chaque réplikat, la biomasse par groupe zoologique a été déterminée par la méthode de « perte au feu ». Les organismes ont d'abord été placés dans une étuve à 60°C pendant 48 heures puis pesés afin de déterminer leur poids sec (ps). Ensuite, après calcination au four à mouffles à 450 °C pendant 4 heures, il ne reste que la fraction minérale des organismes. Le poids de cendres obtenu a été soustrait au poids sec précédemment déterminé. Il en résulte un poids sec sans cendre (ou pssc) qui correspond à la seule matière organique des organismes. Celle-ci est exprimée en gramme de pssc par mètre carré.

2.3 Analyse des données

2.3.1 Caractérisation des peuplements

Les communautés benthiques présentes en 1979, 2009 et 2021 ont été caractérisées par l'abondance et la biomasse des organismes (totales et par groupe zoologique) ainsi que par différents indices de biodiversité qui permettent de caractériser et de comparer d'un point de vue temporel ou spatial ces peuplements.

- N : Le nombre d'individus par m²
- BM : la biomasse par m² (en g.pssc par m²)
- S : la richesse spécifique (en nombre d'espèces par surface de prélèvement)

Ces mesures d'abondance, de biomasse individuelle ou de richesse spécifique, même si elles amènent des premiers éléments pour comparer les assemblages faunistiques, ne donnent aucune indication sur les patrons de dominance et la répartition des espèces dans les stations considérées. Un certain nombre d'indices multivariés ont donc été utilisés :

- H' : indice de Shannon-Wiener, qui prend en compte non seulement le nombre d'espèces mais aussi la proportion de chaque espèce dans l'échantillon, permet de mesurer la diversité spécifique.

$$H' = - \sum_{i=1}^{i=S} [p_i \times \log_2 (p_i)]$$

où p_i est la proportion de l'espèce i dans une station donnée et S est le nombre total d'espèces dans cette même station. H' a tendance à augmenter avec le nombre d'espèces et/ou lorsqu'il y a équirépartition de l'abondance entre les espèces. Cette équirépartition peut être évaluée à l'aide de l'indice J' .

• J' : indice d'équitabilité de Piélou renseigne sur la répartition des individus par espèce. Il a été déterminé grâce à la relation :

$$J' = \frac{H'}{\log_2(S)}$$

J' est compris entre 0 (une seule espèce dans la station, dominance « infinie ») et 1 (toutes les espèces présentent la même abondance dans la station).

• M-AMBI (Multivariate AMBI) :

L'état écologique de la macrofaune benthique a été déterminée en utilisant la méthode du M-AMBI, indice préconisé par la DCE, et qui repose sur le calcul de trois valeurs :

- La richesse spécifique S
- L'indice de diversité de Shannon H'
- La valeur de l'AMBI (AZTI Marine Biotic Index), calculée selon la formule :

$$\text{AMBI} = \{(0 \times \%GI) + (1.5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)\} / 100$$

avec :

GI (Groupe I) : Espèces très sensibles à l'enrichissement en matière organique et présentes en milieu non pollué (état initial).

GII : Espèces indifférentes à l'enrichissement, toujours présentes en faibles densités et sans variations saisonnières prononcées.

GIII : Espèces tolérantes à l'excès de matière organique. Elles peuvent être présentes en conditions normales mais leurs populations sont stimulées par l'enrichissement en matière organique.

GIV : Espèces opportunistes de second ordre. Principalement des petits polychètes.

GV : Espèces opportunistes de premier ordre proliférant dans les sédiments réduits.

La grille de lecture du résultat du M-AMBI est la suivante (Tableau 1) :

Tableau 1 : Indicateur de l'état écologique M-AMBI

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

2.3.2 Traitement statistique

Les valeurs de tous les paramètres précédemment décrits ont été comparées entre 1979, 2009 et 2021 à l'aide de deux types de tests statistiques : soit par analyse de variance ANOVA à un facteur (année) si l'homogénéité des variances était vérifiée (test de Cochran), soit par un test non-paramétrique de Kruskal-Wallis (ANOVA unidirectionnelle sur rangs) dans le cas contraire.

La corrélation de Spearman, qui mesure le lien entre deux variables, a été utilisée pour évaluer l'effet des rejets du Wharf sur la faune benthique selon l'éloignement des stations par rapport au diffuseur. Le coefficient de Spearman varie entre -1 (corrélation négative : lorsqu'une des variables augmente, l'autre diminue) et +1 (corrélation positive : les deux variables varient ensemble dans le même sens). Une valeur proche de 0 reflète une relation nulle entre les deux variables.

2.3.3 Identification et comparaison des peuplements macrobenthiques

Les peuplements benthiques des stations de 2021 ont été comparés à ceux de 1979 et 2009 au moyen d'analyses de proximité en mode direct (MDS (Multidimensional scaling) ; logiciel PRIMER® 6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research)). Cette analyse est effectuée sur la base de la présence des espèces et de leur abondance (transformée en racine quatrième). Elle permet de placer les stations dans un plan de manière d'autant plus proche que leur composition faunistique est similaire. Par exemple, deux stations qui abriteraient les mêmes espèces dans les mêmes proportions seraient superposées.

Une analyse SIMPER (Similarity percentage ; Clarke, 1993) a également été employée sous le logiciel PRIMER® 6 afin de caractériser la contribution des espèces à la similarité moyenne (Bray-Curtis) entre les stations. Cette analyse indique les espèces « caractéristiques » des peuplements et permet de calculer les pourcentages de similitude des assemblages faunistiques au sein d'un groupe et de dissimilitude entre groupes de stations.

3 RESULTATS

3.1 Caractéristiques des sédiments

En 2021 comme en 2009, la majorité des stations consistaient en des sables propres et bien triés avec des médianes granulométriques comprises entre 250 et 500 μm (Annexe 2 ; Figure 4), ce qui correspond à des sables moyens selon l'échelle de Folk & Ward (1957). Ces deux mêmes années, seules quelques stations parmi celles situées les plus au large, par 15 m de profondeur, ont présenté des sables fins (médiane $\in [125 ; 250[$; Folk & Ward, 1957) (Annexe 2 ; Figure 4). Cette diminution de taille de grains de la côte vers le large illustre une réduction de l'influence de la houle avec la profondeur sur la structuration des sédiments. Ce gradient granulométrique a aussi été observé en 1979, mais avec une transition entre sables moyens et fins plus proche de la côte et une majorité de stations à sables fins (Annexe 2 ; Figure 4). On peut alors supposer un hydrodynamisme moins important à cette période sur le site. D'après les analyses de variance, les médianes granulométriques de 1979 sont significativement inférieures à celles de 2009 et de 2021, alors qu'il n'apparaît pas de différence significative entre 2009 et 2021.

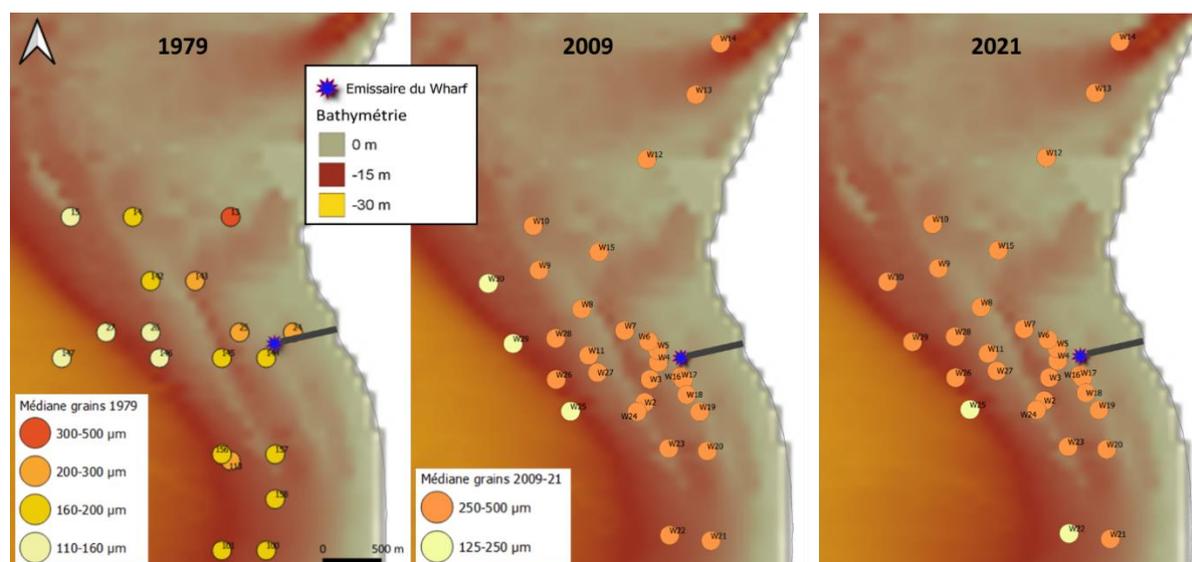


Figure 4 : Répartition des médianes granulométriques des sédiments par station en 1979, 2009 et 2021

Les teneurs en matière organique semblent également suivre l'hypothèse d'un remaniement des fonds moins important en 1979 avec des pourcentages compris entre 0,5 et 2% qui s'avèrent significativement supérieurs à ceux de 2009 qui ne dépassent pas 0,3% (Annexe 2). Les résultats de 2021 ne présentent pas de différence significative avec les résultats de 2009, et sont significativement inférieurs à ceux de 1979 (Annexe 2).

Concernant le pourcentage de pélites dans les sédiments, aucune évolution significative n'a été observée depuis 1979, avec des teneurs qui restent toujours inférieures à 4% (Annexe 2).

3.2 Comparaison quantitative des peuplements benthiques entre 1979, 2009 et 2021

3.2.1 Abondance et biomasse

Les abondances et les biomasses moyennes d'individus par mètre carré de chaque groupe zoologique (annélides, arthropodes, mollusques, échinodermes et autres phylums dont les németes) observées en 1979, 2009 et 2021 sont représentées dans la Figure 5. Lors de l'étude de 1979, seuls les annélides, arthropodes et les mollusques avaient été pris en compte. Les comparaisons de peuplements faites entre les trois périodes n'ont donc intégré que ces trois phylums. Il est à rappeler que le nombre de stations prises pour comparaison en 1979 (19 stations) était plus faible qu'en 2009 et 2021 (29 stations).

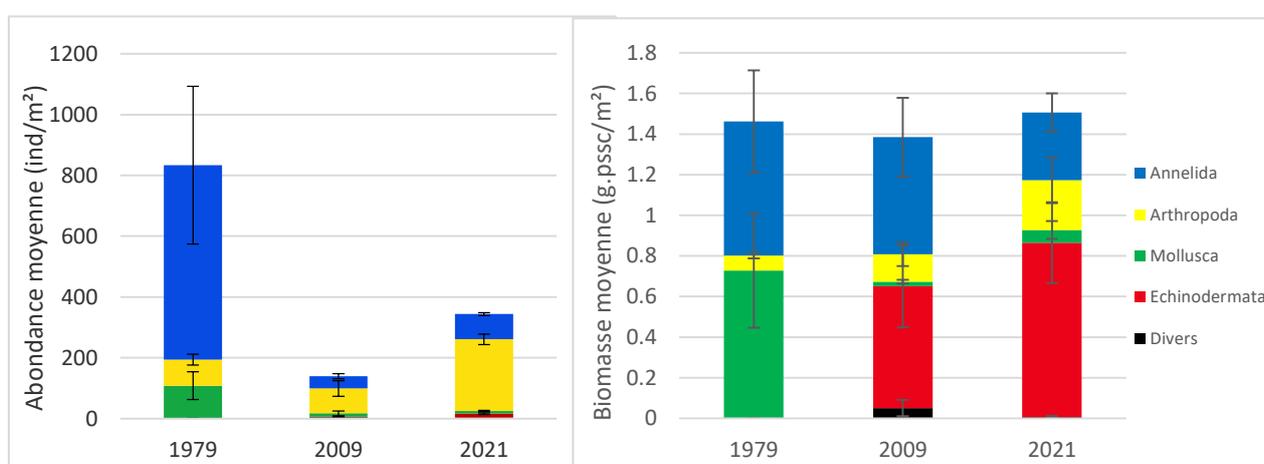


Figure 5 : Abondance (à gauche) et biomasse (à droite) moyennes par groupe zoologique (ind/m^2 , +/- 1 erreur standard) et par année

L'abondance moyenne totale (hors échinodermes et divers) est la plus faible en 2009, sans qu'il n'y ait de différence significative entre 1979 et 2021 (Tableau 2). Ce résultat est largement influencé par les annélides qui dominaient en 1979 et affichaient la même tendance.

La biomasse moyenne totale (hors échinodermes et divers) est restée stable entre les trois années, la décroissance de la biomasse des mollusques étant compensée par l'augmentation de celle des crustacés.

Tableau 2 : Résultats des tests statistiques comparant les abondances et les biomasses moyennes par station des peuplements de la macrofaune (sans les échinodermes et phylums « divers ») en fonction des années

	Abondances	Biomasses
Annélides	[2009] < [1979=2021]	[1979=2009=2021]
Arthropodes	[1979=2009] < [2021]	[1979=2009] < [2021]
Mollusques	[2009=2021] < [1979=2021]	[1979] > [2009=2021]
TOTAL	[2009] < [1979=2021]	[1979=2009=2021]

En comparant les abondances et les biomasses moyennes des échinodermes et des phylums « divers » (némertes, plathelminthes, cnidaires) mesurées en 2009 et 2021 (Figure 5), il apparaît seulement une différence significative des abondances des échinodermes, plus élevées en 2021 qu'en 2009, mais dans tous les cas avec des valeurs très faibles.

Les coefficients de corrélation de Spearman confrontant l'éloignement des stations par rapport au diffuseur du Wharf (entre 199 et 3823 mètres) avec les résultats d'abondance (Figure 6 ; gauche) et de biomasse (Figure 6 ; droite) de 2021 n'indiquent pas d'effet des effluents sur ces paramètres faunistiques cette année de suivi.

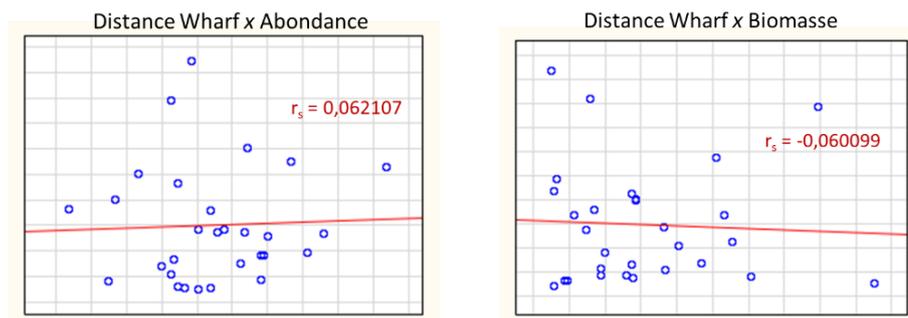


Figure 6 : Corrélation entre l'éloignement du Wharf et l'abondance totale moyenne des invertébrés benthiques par station (gauche) et entre l'éloignement du Wharf et la biomasse totale moyenne par station (droite)

3.2.2 Diversité

En prenant les stations géographiquement comparables, la richesse spécifique totale était de 87 espèces en 1979 (sans les échinodermes et phylums « divers »), 34 espèces en 2009 et 76 espèces en 2021 (avec les échinodermes et phylums « divers »). Par station, la même tendance est notée avec en moyenne 18 espèces en 1979, 6 espèces en 2009 et 16 espèces en 2021 (Tableau 3 ; gauche). En comparant ces résultats (sans les échinodermes et autres phylums « divers »), la richesse spécifique inférieure en 2009 est significativement confirmée par l'analyse de variance ($p < 0,05$; Tableau 3 ; droite). L'analyse montre également que la richesse spécifique n'était pas significativement différente entre les années 1979 et 2021 ($p > 0,05$; Tableau 3 ; droite).

L'indice de Shannon H' moyen, qui mesure la diversité spécifique par station, apparaît significativement inférieur en 2009 par rapport à celui de 1979, lui-même inférieur à celui de 2021 (Tableau 3 ; droite). L'équitabilité de la répartition des individus par espèce J' n'a en revanche pas significativement évolué (Tableau 3 ; droite).

Tableau 3 : Richesse spécifique (S), indice de Shannon (H') et de Pielou (J') (+/- erreur standard) (gauche) et résultats des tests statistiques (ANOVA à 1 facteur) comparant ces variables en fonction des années

	1979	2009	2021
S	18 ±2,76	6 ±0,53	16 ±0,91
H'	1,72 ±0,12	1,38 ±0,06	2,14 ±0,09
J'	0,70 ±0,04	0,81 ±0,03	0,78 ±0,02

S	[2009] < [1979=2021]
H'	[2009] < [1979] < [2021]
J'	[1979=2009=2021]

Le coefficient de corrélation de Spearman ($r_s = -0,05$; Figure7) n'indique pas de relation entre la richesse spécifique trouvée au sein des stations en 2021 et leur éloignement par rapport au diffuseur du Wharf.

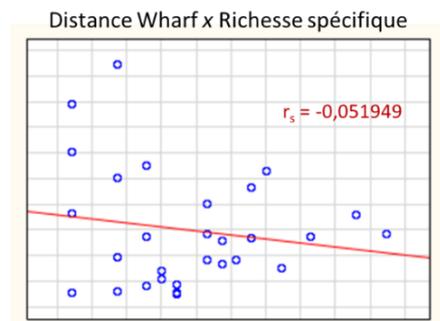


Figure 7 : Corrélation entre l'éloignement du Wharf (entre 199 et 3823 mètres) et la richesse spécifique des stations

3.3 Identification et comparaison des peuplements macrobenthiques

L'analyse de proximité factorielle MDS (sans les échinodermes et autres phylums « divers ») met en évidence plusieurs nuages de points (un point correspond à une station dont la position est définie par les espèces et leur abondance) dont la discrimination semble liée au facteur année (Figure 8).

La proximité des points de l'année 2021 démontre une similarité faunistique entre les stations (similarité intragroupe de 50% d'après l'analyse SIMPER) plus importante que pour l'année 1979 (SIMPER = 30%) qui présente des points plus dispersés (Figure 8). L'année 2009, avec une similarité intragroupe de 41%, affiche une répartition de son nuage de points intermédiaire (Figure 8). Ceci révèle en d'autres termes une variabilité des assemblages faunistiques entre les stations d'une même année de moins en moins importante au fil des trois années de suivi.

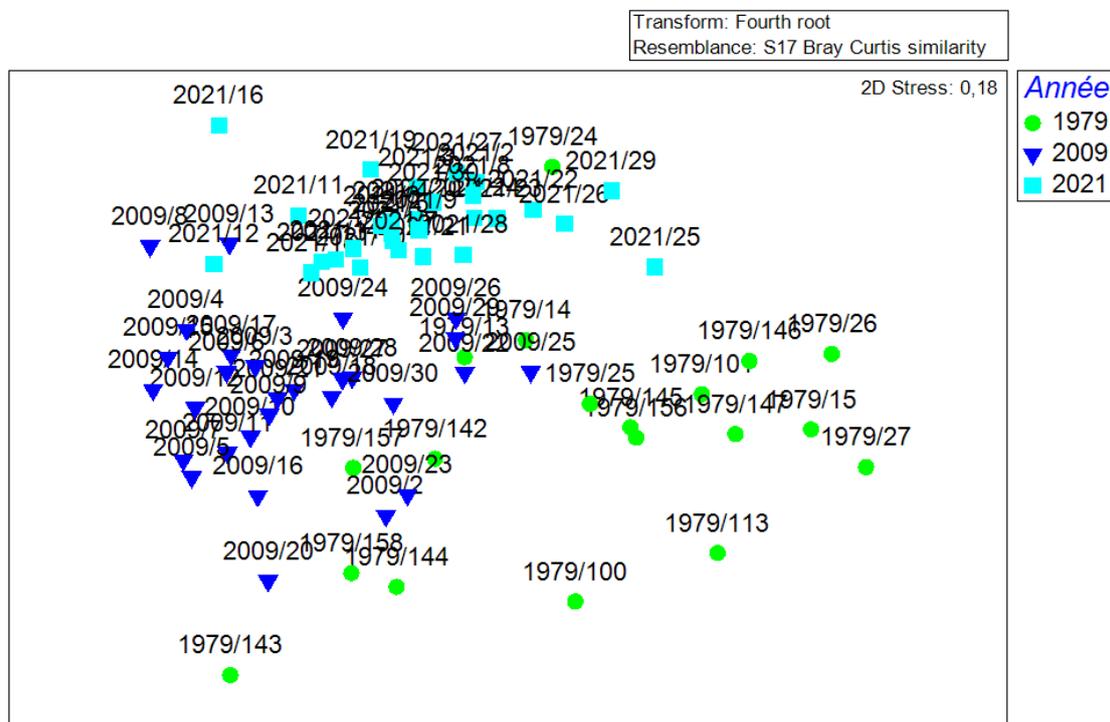


Figure 8 : Analyse de proximité factorielle MDS situant les « stations x temps » selon la composition et l'abondance de la macrofaune benthique (annélides, crustacés et mollusques)

La séparation des groupes de station par année démontre également un changement de la composition de la macrofaune benthique au cours du temps (Figure 8). Ce changement apparaît plus important entre 1979 et 2021, avec des nuages de points relativement éloignés, qu'entre 1979-2009 et 2009-2021 pour lesquelles les nuages de points sont plus proches voir se superposent (Figure 8). Cela suggère une évolution progressive de la composition faunistique au fil des années.

Tableau 4 : Principales espèces caractérisant la macrofaune benthique des stations comparables entre 1979, 2009 et 2021 et abondance des individus par m², rang et % de l'abondance totale. L'absence de valeur signifie que l'espèce n'a pas été échantillonnée l'année considérée

Phylum	Taxon et groupe écologique		1979	Rang	%	2009	Rang	%	2021	Rang	%
ARTHROPODA	<i>Bathyporeia</i> spp	I	244			2780	1	34	2350	2	12
	<i>Diogenes</i> sp	II	12			190	7	2	290		
	<i>Eocuma dollfusi</i>	II	48			120			610	7	3
	<i>Eurydice spinigera</i>	I	56			140	10	2	1220	4	6
	<i>Gastrosaccus sanctus</i>	II							540	8	3
	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	II	84			990	3	13	5950	1	30
	<i>Nototropis swammerdamei</i>	I	188	10	1	150	9	2	60		
	<i>Philocheras trispinosus</i>	I	368	6	2				260		
	<i>Pontocrates altamarinus</i>	II							380	10	2
	<i>Portumnus latipes</i>	I							610	7	3
	<i>Urothoe</i> sp	I	28			30			380	10	2
ANNELIDA	<i>Glycera tridactyla</i>	II	508	5	3	20			20		
	<i>Lanice conchilega</i>	II	1520	2	10						
	<i>Magelona johnstoni</i>	I	8848	1	56	30			10		
	<i>Nephtys cirrosa</i>	II	596	4	4	1220	2	15	2020	3	10
	<i>Ophelia neglecta</i>	I				200	6	2	1070	5	5
	<i>Paraonis fulgens</i>	III				20			100		
	<i>Scolelepis (Scolelepis) squamata</i>	III				170	8	2	850	6	4
	<i>Spiophanes bombyx</i>	III	96			460	4	6	190		
MOLLUSCA	<i>Abra alba</i>	III	304	7	2				40		
	<i>Chamelea gallina</i>	I	228	8	1						
	<i>Fabulina fabula</i>	I	896	3	6						
	<i>Pharus legumen</i>	I	204	9	1				10		
ECHINODERMATA	<i>Echinocardium cordatum</i>	I				120			300		
	<i>Ophiura ophiura</i>	II							470	9	2
Divers	Nemertea	III				220	5	3	120		

Au regard des compositions faunistiques (Tableau 4), la majorité des espèces dominantes en 1979 sont très peu représentées voire ont totalement disparu des relevés de 2009 et 2021 (Tableau 4). C'est par exemple le cas de l'annélide polychète *Magelona johnstoni*, qui représentait 56% de l'abondance totale en 1979 et seulement 0,4 % en 2009 et 0,1% en 2021 (en excluant les échinodermes et les phylums « divers »). A l'inverse, parmi les espèces les plus dominantes en 2009 et 2021, les crustacés amphipodes *Bathyporeia* spp. (1^{er} taxon dominant en 2009, 2^e en 2021 ; Tableau 4 ; Annexe 4) et le crustacé mysidacé *Gastrosaccus spinifer* (3^e en 2009, 1^{er} en 2021 ; Tableau 4 ; Annexe 4) étaient en comparaison faiblement représentés en 1979. Ces trois espèces, *M. johnstoni*, *Bathyporeia* spp. et *G. spinifer*, sont celles qui expliquent le plus la dissimilarité des peuplements benthiques des trois années en contribuant ensemble à 18% de la dissimilarité entre 1979 et 2009 et à 15% entre 1979 et 2021. D'autres espèces comme le crustacé isopode *Eurydice spinigera* (Annexe 4) montre une évolution progressive de l'abondance au m² en passant de 56

individus en 1979 à 140 individus en 2009 et à 1220 individus en 2021 (Tableau 4). Il est également à signaler de nouvelles espèces en 2021 avec notamment le crustacé mysidacé *Gastrosaccus sanctus* (540 individus) et le crabe *Portumnus latipes* (610 individus) (Annexe 4), absents ou non identifiés les deux précédentes années de suivi. Au final, seul le polychète carnivore *Nephtys cirrosa* révèle une abondance importante et stable au cours du temps (4^{ème} espèce dominante en 1979, 2^{ème} en 2009 et 3^{ème} en 2021 ; Tableau 4) avec une contribution à la similarité intragroupe de 22% en 1979 (espèce la plus caractéristique), 40% en 2009 (espèce la plus caractéristique) et 13% en 2021 (2^{ème} espèce la plus caractéristique). Les comparaisons avec l'année 1979 sont tout de même à relativiser puisque pour rappel, 19 stations ont pu être comparées avec les 29 stations de 2009 et 2021.

La majorité des espèces observées correspondent à des espèces robustes des sables propres et appartiennent aux groupes écologiques I et II (Tableau 4), soit des espèces très sensibles à la pollution dans le premier cas et indifférentes à l'enrichissement en matière organique dans le second. Une minorité d'espèces est considérée comme opportuniste et donc tolérante aux milieux pollués.

Parmi les espèces échantillonnées en 2021, une nouvelle signalisation pour la côte Atlantique a été retenue et confirmée (Lavesque, pers. comm.). Il s'agit de l'annélide polychète *Polycirrus cf readi*, décrite en 2020 par Lavesque, Hutchings, Daffe & Londoño-Mesa (2020) en Corse.

Le détail des abondances par espèce, station et date est spécifié en Annexe 3.

3.4 Analyse biosédimentaire

En se basant sur la typologie EUNIS [1], la bathymétrie et le type sédimentaire retrouvés sur le site du Wharf depuis le début du suivi permettent de classer l'ensemble des stations en habitat EUNIS de niveau 4 « A5.23 Sable fin infralittoral ». Au niveau 5 qui intègre la biocénose, on peut identifier également le même habitat commun à toutes les stations sur les trois années qu'est l'habitat « A5.233 - *Nephtys cirrosa* et *Bathyporeia spp.* dans du sable infralittoral ». Cet habitat correspond à des sables moyens à fins bien triés retrouvés à faible profondeur dans la zone subtidale, dans des conditions hydrodynamiques importantes, ce qui correspond tout à fait à notre zone d'étude. Les espèces caractérisant cet habitat que sont le polychète *Nephtys cirrosa* et l'amphipode *Bathyporeia* correspondent également aux espèces retrouvées en forte abondance sur le site au cours des trois années de suivi (Tableau 4). Cet habitat « A5.233 » mentionne également la présence possible des polychètes du genre *Magelona* et de *Lanice conchilega*, tous deux caractéristiques en 1979, des polychètes spionidés, retrouvés sur les trois années (Tableau 4), et de l'amphipode du genre *Pontocrates*, abondant en 2021 (Tableau 4).

3.5 Estimation de l'état de santé des peuplements

Le calcul de l'indicateur M-AMBI sur chaque station révèle des états écologiques allant de « Moyen » à « Très bon » pour les années 1979 et 2021 et de « Moyen » à « Bon » en 2009 (Figure 9). Les stations en « Très bon » état visibles en 1979 et en 2021 sont celles situées le plus au large (Figure 9). D'après l'analyse des variances (en excluant les échinodermes et les phylums « divers»), l'état de santé des peuplements de 2009 était significativement moins bon que lors des campagnes de prélèvements de 1979 et 2021 ($p < 0,05$) qui ne présentent pas de différence significative entre elles. La même tendance est observée entre 2009 et 2021 en prenant en compte les échinodermes et les phylums « divers » ($p < 0,05$).

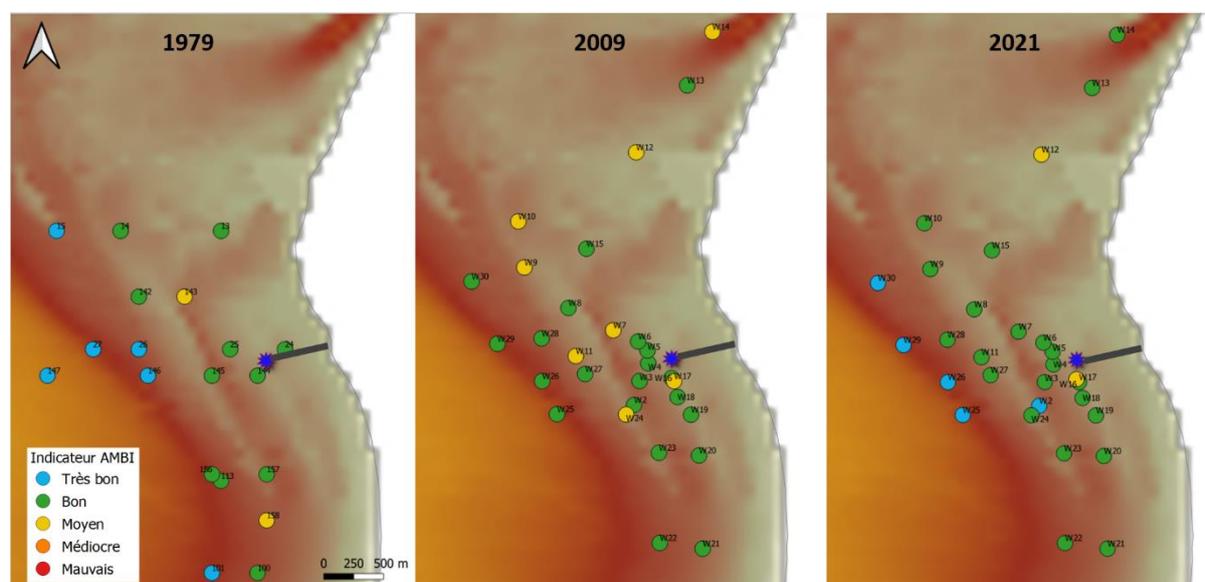


Figure 9 : Qualification de l'état de santé des peuplements sur de la zone d'étude pour les années 1979, 2009 et 2021

Malgré la station W16 en état « Moyen » juste en aval de l'émissaire du Wharf en 2009 et 2021 (Figure 9), il n'apparaît pas d'effet significatif lié à la distance du Wharf sur l'état de santé des peuplements d'après le coefficient de corrélation de Spearman ($r_s = 0,04$) (Figure 10).

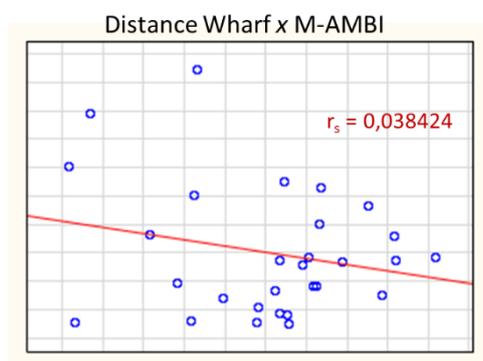


Figure 10 : Corrélation entre l'éloignement du Wharf (entre 199 et 3823 mètres) et l'indicateur M-AMBI

3.6 Prélèvement à la drague

L'échantillonnage à la drague a permis d'échantillonner un total de neuf espèces de la mégafaune épibenthique sur les 10 stations prospectées en 2021 (Figure 1 ; Tableau 5). Ce résultat apparaît relativement faible pour une surface de 1200 m² draguée en tout mais caractéristique des fonds de sable mobile. Les échinodermes sont généralement représentés dans toutes les stations dépassant sept mètres de profondeur. Au niveau des stations peu profondes W12 et W15, seul le bivalves *Donax trunculus* (Annexe 4) a été récolté et aucun individu n'a été collecté à la station W14 (Tableau 5).

Le test de Spearman calcule une relation négative modérée ($r_s = -0,48$) entre l'éloignement des stations par rapport au Wharf et l'abondance des individus collectés par drague. Cette corrélation n'est cependant pas statistiquement significative ($p > 0,05$) et ne permet donc pas de statuer sur un effet des effluents sur la mégafaune.

Tableau 5 : Liste des espèces de la mégafaune capturées à la drague à coquille de 1 m de large et 1 cm de maille sur une surface de 120 m². Echinodermes en rouge, mollusques en vert, crustacés en jaune, poissons en gris

Station	Profondeur	Espèce	Abondance
W2	7,6	<i>Ophiura ophiura</i>	20
		<i>Spiropagurus elegans</i>	1
		<i>Echinocardium cordatum</i>	1
W12	6,8	<i>Donax trunculus</i>	6
W14	0,3	aucune observation	0
W15	2,6	<i>Donax trunculus</i>	5
W23	8,4	<i>Ophiura ophiura</i>	8
		<i>Liocarcinus holsatus</i>	1
		<i>Mytilus edulis</i>	1
		<i>Solea</i> sp	1
W24	8,7	<i>Ophiura ophiura</i>	55
		<i>Spiropagurus elegans</i>	3
		<i>Euspira catena</i>	1
		<i>Echinocardium cordatum</i>	2
		<i>Solea</i> sp	1
W25	15,1	<i>Ophiura ophiura</i>	28
		<i>Liocarcinus holsatus</i>	1
		<i>Euspira catena</i>	1
		<i>Echinocardium cordatum</i>	3
		<i>Solea</i> sp	1
W27	9,2	<i>Ophiura ophiura</i>	30
		<i>Spiropagurus elegans</i>	2
		<i>Echinocardium cordatum</i>	8
		<i>Donax trunculus</i>	1
W28	8,2	<i>Ophiura ophiura</i>	59
		<i>Spiropagurus elegans</i>	1
		<i>Echinocardium cordatum</i>	3
		<i>Solea</i> sp	1
W29	13,8	<i>Ophiura ophiura</i>	119
		<i>Liocarcinus holsatus</i>	2
		<i>Euspira catena</i>	2
		<i>Echinocardium cordatum</i>	1
		<i>Solea</i> sp	1
		<i>Tritia reticulata</i>	1

4 DISCUSSION

La comparaison des résultats des campagnes de 1979 et de 2009 avait révélé d'importantes différences en termes de sédimentologie et de composition des peuplements d'invertébrés benthiques (de Montaudouin *et al.*, 2009). En 30 ans, le secteur du Wharf de Salie était passé d'un sédiment fin à moyen, accompagné logiquement d'un appauvrissement de la faune (de Montaudouin *et al.*, 2009). Les conditions hydrodynamiques de ce site particulièrement exposé avaient ainsi été désignées comme facteur majeur structurant les communautés benthiques du site (de Montaudouin *et al.*, 2009).

L'année 2021, le sédiment était comparativement le même qu'il y a 11 ans et donc plus grossier qu'en 1979, mais la macrofaune n'a pour autant pas révélé les mêmes tendances qu'en 2009. L'abondance, la richesse spécifique et la diversité spécifique de 2021 étaient significativement supérieures à celles mesurées en 2009 et apparaissaient similaires à celles de 1979 avec même une diversité spécifique plus importante.

La comparaison de ces trois années permet de compléter les conclusions de la campagne précédente. Comme précisé dans le rapport de 2009, les périodes d'échantillonnage n'étaient pas les mêmes qu'en 1979 (de Montaudouin *et al.*, 2009). Le facteur saisonnier, qui conditionne les variations hydrodynamiques déterminant la nature des fonds et des communautés benthiques qu'ils hébergent (Dauvin, 1997 ; de Montaudouin *et al.*, 2009), rythme également le cycle biologique de ces peuplements (Dauvin, 1997). Au printemps, les invertébrés présents dans les sédiments sont ceux qui ont passé l'hiver et c'est à la fin du printemps – début d'été qu'a lieu la reproduction et le recrutement de nouveaux individus. Les valeurs relativement faibles des paramètres faunistiques de la campagne de 2009 peuvent donc, en plus du paramètre hydrodynamique, être expliquées par les dates d'échantillonnage qui ont eu lieu en 2009 en mars et en mai, avant la période de recrutement. Les stations de 1979 ont quant à elles été échantillonnées aux mois de juillet et de novembre et celles de 2021 en septembre, après l'installation des nouvelles recrues.

Les analyses de 2021 mettant en relation les différents résultats biotiques avec l'éloignement des stations par rapport au diffuseur du Wharf n'ont encore démontré aucun effet des effluents sur les communautés benthiques. De même, l'état de santé des peuplements mesuré avec le M-AMBI ne montre pas de corrélation avec l'émissaire. La majorité des espèces caractérisant la zone appartiennent aux groupes écologiques I et II qui correspondent respectivement à des espèces très sensibles à la pollution environnementale et à des espèces indifférentes à l'enrichissement en matière organique. Les espèces considérées comme opportunistes (groupe écologique III), c'est-à-dire adaptées à des pressions de pollution organique tel qu'un enrichissement du milieu, sont généralement faiblement représentées en 2021. Elles présentent les plus fortes proportions au niveau de la station W16 proche du diffuseur, expliquant son classement en état « Moyen » en 2021 comme en 2009.

En conclusion, les communautés benthiques du site du Wharf de la Salie n'apparaissent pas perturbées par les rejets de l'émissaire qui sont de prime abord directement remaniés et dissous par les forts courants et houles du secteur. Ces peuplements sont en premier lieu influencés par des

facteurs liés aux variations saisonnières de l'hydrodynamisme et par les rythmes biologiques intrinsèques des espèces.

5 Références bibliographiques

Blanchet, H., Lavesque, N., Ruelllet, T., Dauvin, J.-C., Sauriau, P.-G., Desroy, N., Desclaux, C., Leconte, M., Bachelet, G., Janson, A.-L., Bessineton, C., Duhamel, S., Jourde, J., Mayot, S., Simon, S., de Montaudouin, X., 2007. Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats - Implications for the implementation of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators*.

Blanchet, H., 2014. Contrôle de surveillance DCE 2013. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau Côtières du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Masses d'eau côtières : FRFC06 Arcachon Amont. Contrat ifremer n° 13/5210051.

Blott S., 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., Franco, F., Pérez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.* 40, 1100-1114.

Bouchet, J.-M., Cornet, M., 1976. Etude biosédimentaire au large de La Salie et de l'entrée du Bassin d'Arcachon. Agence de l'Eau Adour-Garonne - Cellulose du Pin – Institut Universitaire de Biologie Marine, Arcachon.

Bouchet, J.-M., Bachelet, G., Cornet, M., Lissalde, J.-P., Sorbe, J.-C., 1982. Etude de l'impact d'un émissaire en mer à La Salie (au sud des passes du Bassin d'Arcachon). 796006, CNEXO - Institut Universitaire de Biologie Marine, Arcachon.

Bray, J. R., Curtis, J. T., 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.

Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecol.* 18:117–143.

Dauvin, J.-C., Ruelllet, T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Mar. Poll. Bull.* 55, 215-224.

Dauvin, J.-C. (édit), 1997. Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives. Laboratoire de Biologie des Invertébrés Marins et Malacologie – Service du Patrimoine naturel / IEGB / MNHN, Paris, 376 pp.

de Montaudouin, X., Bernard, G., Blanchet, H., Cornet, M., Lavesque, N., Letord, L., Prince, F., 2009. Comparaison des peuplements benthiques autour de l'émissaire du Wharf, plage de la Salie, entre 1979 et 2009. Institut Universitaire de Biologie Marine, Arcachon.

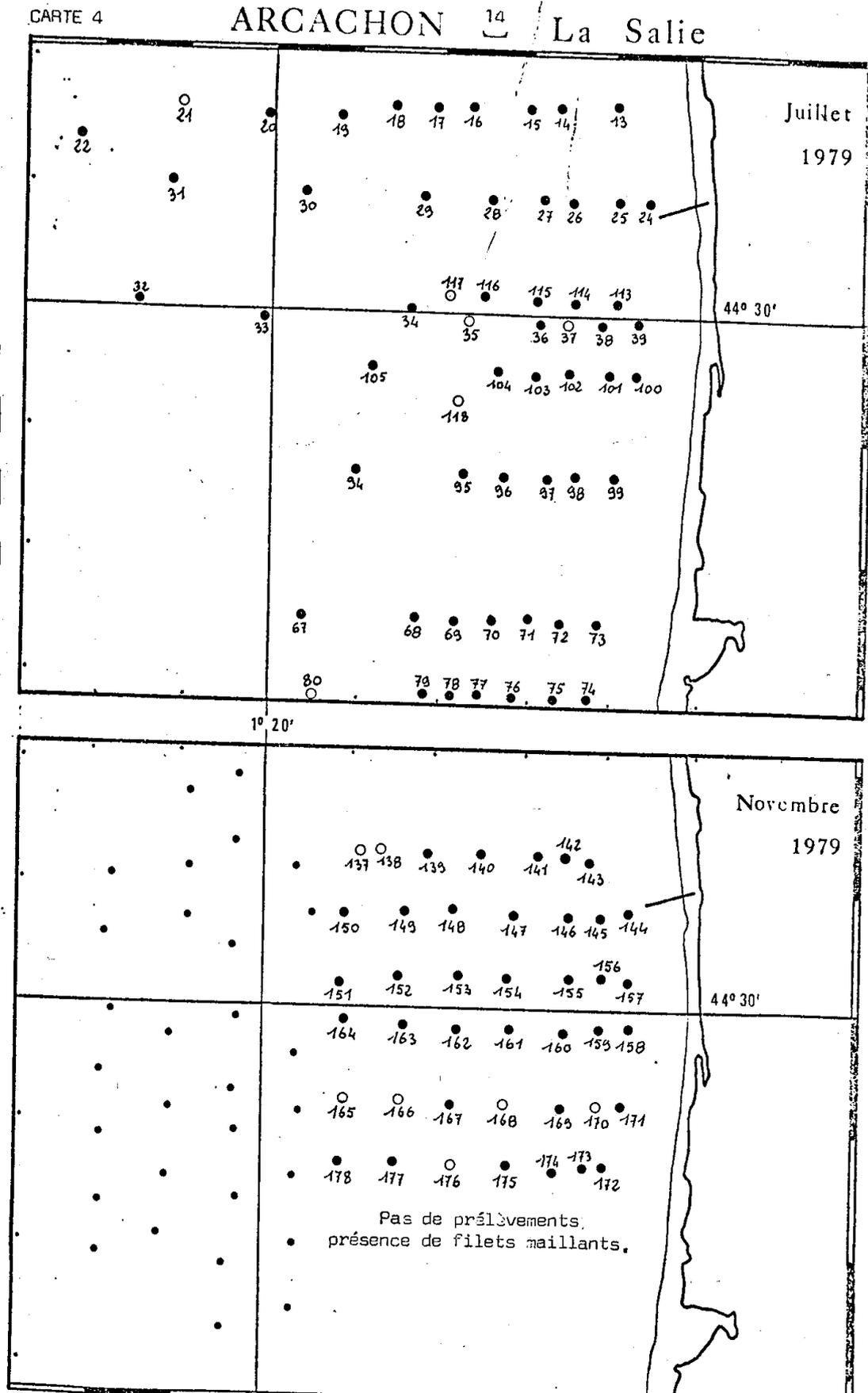
Folk, R.L., Ward, W.C., 1957. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27: 3626.

- Glémarec, M., Hily, C., 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta OEcologica OEcol. Applic.* 2, 139-150.
- Hily, C., 1983. Modifications de la structure écologique d'un peuplement de *Melinna palmata* (Annélide - Polychète) soumis aux effluents urbains et industriels en Rade de Brest. *Ann. Inst. océanogr.* 59, 37-56.
- Hily, C., 1984. Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hyper-trophiques de la rade de Brest. University of Bretagne Occidentale.
- Lavesque, N., Blanchet, H., de Montaudouin, X., 2009. Development of a multimetric approach to assess perturbation of benthic macrofauna in *Zostera noltii* beds. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 368, 101-112.
- Lavesque, N., Hutchings, P., Daffe, G., Londoño-Mesa, M. H., 2020. Revision of the French Polycirridae (Annelida, Terebelliformia), with descriptions of eight new species. *Zootaxa* 4869 (2): 151–186
- Munari, C., Mistri, M., 2008. The performance of benthic indicators of ecological change in Adriatic coastal lagoons: throwing the baby with the water? *Mar. Poll. Bull.* 56, 95-105.
- Patrício, J., Neto, J.M., Teixeira, H., Salas, F., Marques, J.C., 2009. The robustness of ecological indicators to detect long-term changes in the macrobenthos of estuarine systems. *Mar. Env. Res.* 68, 25-36.
- Pinto, R., Patrício, J., Baeta, A., Fath, B.D., Neto, J.M., Marques, J.C., 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators* 9, 1-25.
- Quintino, V., Elliott, M., Rodrigues, A.M., 2006. The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: case studies at different spatial scales. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 330, 368-382.
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H.C., Cederwall, H., Dimming, A., 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.* In press.
- Simboura, N., Papathanassiou, E., Sakellariou, D., 2007. The use of biotic index (Bentix) in assessing long-term effects of dumping coarse metalliferous waste on soft bottom benthic communities. *Ecological Indicators* 7, 164-180.
- Wentworth C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.

5.1 Webographie

[1] https://inpn.mnhn.fr/habitat/cd_typo/7

ANNEXE 1 : Plan de la campagne d'échantillonnage de Bouchet *et al.* (1982) en 1979



ANNEXE 2 : Position des stations, caractéristiques sédimentaires, abondance (individus/m²) et biomasse (en pssc/m²) des annélides, crustacés, mollusques, échinodermes, divers et totaux, richesse spécifique (S), abondance (N), indice de Shannon (H') et d'équitabilité (J'), indice biotique des stations comparés en 1979, 2009 et 2021

Station	Année	Longitude WGS84	Latitude WGS85	Distance Wharf (m)	Sédiment			Abondance						Biomasse (g)						Indice de diversité				Indice biotiques		
					Méd. (µm)	Pél. (%)	MO (%)	Anné.	Crust.	Moll.	Echi.	Div.	Tot.	Anné.	Crust.	Moll.	Echi.	Div.	Tot.	S	N	H'	J'	M-AMBI	Status	
13	1979	-1,26592	44,52850	1593	300-500	1	0,5	60	84	0	-	-	-	144	0,13	0,08	0	-	-	0,2	12	144	2	0,79	0,68	Good
14	1979	-1,27646	44,52850	1984	160-200	1	0,5	148	76	20	-	-	-	244	0,58	0,11	0,01	-	-	0,7	16	244	2	0,72	0,66	Good
15	1979	-1,28317	44,52850	2319	110-160	2	1,7	3612	192	500	-	-	-	4304	3,18	0,09	3,43	-	-	6,7	36	4304	1,2	0,33	0,81	High
24	1979	-1,25921	44,51599	200	200-300	1	0,5	72	136	8	-	-	-	216	0,22	0,15	0,03	-	-	0,4	13	216	2,1	0,81	0,68	Good
25	1979	-1,26496	44,51599	328	200-300	1	0,5	156	64	4	-	-	-	224	0,06	0,04	0,13	-	-	0,2	13	224	2,1	0,80	0,68	Good
26	1979	-1,27454	44,51599	1070	110-160	2	1,25	3560	316	496	-	-	-	4372	3,54	0,11	1,46	-	-	5,1	39	4372	1,6	0,45	0,85	High
27	1979	-1,27933	44,51599	1447	110-160	2	1,75	1972	80	628	-	-	-	2680	1,73	0,14	2,83	-	-	4,7	39	2680	1,9	0,52	0,85	High
100	1979	-1,26208	44,49236	2494	160-200	3	0,5	56	24	0	-	-	-	80	0,54	0,01	0	-	-	0,5	8	80	1,7	0,82	0,59	Good
101	1979	-1,26688	44,49236	2535	160-200	1	1,75	384	120	44	-	-	-	548	nd	0,25	1,53	-	-	1,8	26	548	2,2	0,68	0,80	High
113	1979	-1,26592	44,50209	1472	200-300	3	1,25	512	152	0	-	-	-	664	0,23	0,10	0	-	-	0,3	14	664	1,6	0,62	0,70	Good
142	1979	-1,27454	44,52155	1298	160-200	1	1,25	24	40	8	-	-	-	72	0,25	0,05	0,01	-	-	0,3	10	72	2,2	0,94	0,66	Good
143	1979	-1,26975	44,52155	1301	200-300	1	0,5	4	12	0	-	-	-	16	0,02	0,00	0	-	-	0	2	16	0,6	0,81	0,44	Moderate
144	1979	-1,26208	44,51321	1018	160-200	1	1,25	24	4	4	-	-	-	32	0,08	0,03	0,02	-	-	0,1	5	32	1,4	0,86	0,57	Good
145	1979	-1,26688	44,51321	489	160-200	2	1,75	748	48	60	-	-	-	864	nd	0,08	0,27	-	-	0,3	24	864	1,3	0,39	0,75	Good
146	1979	-1,27358	44,51321	1005	110-160	2	2	72	80	192	-	-	-	344	0,21	0,06	3,54	-	-	3,8	22	344	2,2	0,73	0,82	High
147	1979	-1,28413	44,51321	1840	110-160	2	1,75	320	136	60	-	-	-	520	0,11	0,05	0,51	-	-	0,7	32	520	2,8	0,81	0,87	High
156	1979	-1,26688	44,50278	1395	160-200	1	1,75	384	40	20	-	-	-	444	0,02	0,02	0,07	-	-	0,1	15	444	1,4	0,50	0,68	Good
157	1979	-1,26113	44,50278	1330	160-200	1	0,5	12	20	0	-	-	-	32	0,09	0,02	0	-	-	0,1	5	32	1,6	0,97	0,63	Good
158	1979	-1,26113	44,49792	1871	160-200	1	1,25	40	0	0	-	-	-	40	0,23	0	0	-	-	0,2	3	40	0,9	0,82	0,51	Moderate
W2	2009	1,26512	44,50992	625	310	1,54	0,25	15	20	5	0	0	0	40	0,02	0,00	0,17	0	0	0,2	6	40	1,7	0,97	0,62	Good
W3	2009	1,26453	44,51243	368	362	1,67	0,23	25	10	0	0	0	0	35	0,45	0,03	0	0	0	0	4	35	1,3	0,92	0,54	Good
W4	2009	1,26363	44,51428	199	339	1,32	0,23	30	35	0	0	0	5	70	0,79	0,08	0	0	0	0,1	6	70	1,6	0,88	0,61	Good
W5	2009	1,26372	44,51563	222	389	1,86	0,21	5	5	5	5	0	20	0,00	0,03	0,16	0,65	0	0,8	4	20	1,4	1,00	0,61	Good	
W6	2009	1,26468	44,51658	343	396	1,41	0,21	35	10	0	5	10	60	0,48	0,02	0	2,72	0,1	2,9	5	60	1,5	0,91	0,55	Good	
W7	2009	1,26728	44,51775	579	337	1,89	0,26	5	5	0	0	5	15	0,02	0,01	0	0	0	0	0	3	15	1,1	1,00	0,47	Moderate
W8	2009	1,27195	44,52010	1041	336	1,44	0,27	15	30	0	5	10	60	1,11	0,11	0	0,92	0	1	6	60	1,6	0,88	0,55	Good	
W9	2009	1,27655	44,52435	1620	315	1,63	0,26	35	15	0	0	0	50	0,27	0,03	0	0,00	0	0	4	50	1,2	0,88	0,50	Moderate	
W10	2009	1,27718	44,52918	2041	348	1,55	0,22	10	5	5	0	5	25	0,49	0,01	0	0	0	0	5	25	1,6	1,00	0,52	Moderate	
W11	2009	1,27118	44,51505	794	363	2,25	0,23	25	5	0	0	5	35	0,10	0,01	0	0	0	0	3	35	0,8	0,72	0,46	Moderate	
W12	2009	1,26488	44,53643	2433	436	1,67	na	5	40	0	0	5	50	0,02	0,09	0	0	0	0,1	3	50	0,6	0,58	0,45	Moderate	
W13	2009	1,25957	44,54347	3189	378	1,65	0,23	85	70	10	0	25	190	1,18	0,08	0	0	0	0,1	9	190	1,9	0,88	0,61	Good	
W14	2009	1,25693	44,54908	3823	439	1,72	0,21	20	35	0	0	0	55	0,04	0,10	0	0	0	0,1	4	55	1	0,75	0,52	Moderate	
W15	2009	1,27008	44,52632	1467	351	1,90	0,22	35	5	0	0	5	45	1,36	0,01	0	0	0	0	5	45	1,3	0,81	0,59	Good	
W16	2009	1,26120	44,51273	225	372	1,79	0,15	40	95	10	0	5	150	0,08	0,04	0	0	0,1	0,1	8	150	1,6	0,79	0,64	Good	
W17	2009	1,26093	44,51242	255	364	2,17	0,21	40	35	0	0	0	75	0,58	0,05	0	0	0	0,1	4	75	1,2	0,84	0,52	Moderate	
W18	2009	1,26057	44,51075	454	347	0,84	0,22	25	25	0	0	0	50	0,38	0,05	0	0	0	0,1	5	50	1,4	0,84	0,55	Good	
W19	2009	1,25917	44,50890	670	342	1,52	0,25	25	35	10	0	0	70	0,37	0,04	0	0	0	0	6	70	1,6	0,88	0,56	Good	
W20	2009	1,25833	44,50462	1145	333	1,77	0,23	20	20	0	0	0	40	5,58	0,01	0	0	0	0	4	40	1,3	0,95	0,57	Good	
W21	2009	1,25795	44,49483	2225	345	1,73	0,25	20	40	5	0	5	70	0,26	0,14	0	0	0	0,1	5	70	1,4	0,89	0,57	Good	
W22	2009	1,26242	44,49543	2141	277	0,07	0,30	240	295	0	5	0	540	1,42	0,07	0	1,76	0	1,8	10	540	1,4	0,59	0,58	Good	
W23	2009	1,26252	44,50490	1097	323	0,73	0,27	50	15	5	5	0	75	0,27	0,03	0,13	1,85	0	2	5	75	1,1	0,67	0,55	Good	
W24	2009	1,26593	44,50892	754	320	0,69	0,23	50	50	235	0	5	340	0,22	0,02	0,01	0	0	0	9	340	1,1	0,52	0,50	Moderate	
W25	2009	1,27315	44,50895	1147	223	1,60	0,39	90	330	5	10	5	440	0,14	0,12	0,09	3,23	0	3,4	15	440	1,6	0,59	0,68	Good	
W26	2009	1,27470	44,51242	1103	289	0,92	0,30	105	265	5	0	20	395	0,56	0,65	0,02	0	1,2	1,8	12	395	1,8	0,72	0,66	Good	
W27	2009	1,27022	44,51317	743	314	1,42	0,26	30	80	5	5	0	120	0,07	0,04	0	0,44	0	0,5	7	120	1,6	0,81	0,64	Good	
W28	2009	1,27475	44,51690	1108	306	1,23	0,24	25	40	0	0	0	65	0,07	0,06	0	0	0	0,1	6	65	1,6	0,91	0,61	Good	
W29	2009	1,27937	44,51633	1458	203	0,96	0,45	60	640	15	10	0	725	0,25	1,65	0,05	2,30	0	4	13	725	1,3	0,51	0,67	Good	
W30	2009	1,28205	44,52288	1885	217	1,09	0,37	10	125	0	10	0	145	0,13	0,34	0	3,54	0	3,9	7	145	1,3	0,67	0,64	Good	
W2	2021	1,26512	44,50992	625	282	3,83	-	55	270	30	30	0	385	0,12	0,21	1,28	2,58	0	4,1	22	385	2,7	0,88	0,80	High	
W3	2021	1,26453	44,51243	368	311	1,32	-	100	290	20	0	5	415	0,16	0,17	0	0	0	0,2	15	415	2,2	0,81	0,71	Good	
W4	2021	1,26363	44,51428	199	333	1,33	-	100	200	0	20	0	320	0,18	0,08	0	4,54	0	4,6	15	320	2,3	0,86	0,71	Good	
W5	2021	1,26372	44,51563	222	333	2,49	-	80	250	0	0	10	340	0,14	0,08	0	0	0	0,1	15	340	2,1	0,79	0,69	Good	
W6	2021	1,26468	44,51658	343	322	2,02	-	70	90	25	0	0	185	0,23	0,10	0,01	0	0	0,1	13	185	2,5	0,96	0,71	Good	
W7	2021	1,26728	44,51775	579	346	1,84	-	105	155	0	5	0	265	0,14	0,16	0,04	1,07	0	1,3	14	265	2,1	0,78	0,65	Good	
W8	2021	1,27195	44,52010	1041	341	1,75	-	85	330	10	0	0	425	0,32	0,10	0,03	0	0	0,1	18	425	2,3	0,78	0,73	Good	
W9	2021	1,27655	44,52435																							

ANNEXE 3 : Liste faune avec abondance (individus/m²) moyenne sur l'ensemble des stations (n stations) et des années de suivi du secteur Wharf de la Salie

TAXON	1973 (n=51)	1974 (n=33)	1979 (n=86)	2009 (n=29)	2021 (n=29)
ANNELIDES					
Acholoe squamosa			4		
Capitella capitata			40		
Chaetopteridae			12		
Diopatra neapolitana		4			
Diplocirrus glaucus			4		
Drilonereis filum			4		
Eulalia viridis			40		
Eunereis longissima			4		
Glycera capitata	24	4			
Glycera fallax		4			
Glycera tridactyla	112	160	508	20	20
Glycera unicornis	16				
Goniada maculata			12		
Goniadidae				70	
Harmothoe			4		
Hesionidae			4		
Hilbigneris gracilis		4			
Lagis koreni			48		
Lanice conchilega			1520		
Laonice cirrata		12			
Lumbrineris			4		
Magelona alleni		4	4		
Magelona filiformis			100		
Magelona johnstoni	548	768	8848	30	10
Magelona mirabilis					30
Malmgrenia castanea					10
Mediomastus fragilis				100	
Microphthalmus pseudoaberrans					30
Myrianida			8		
Mysta picta			4	20	170
Nephtys cirrosa	196	296	596	1220	2020
Nephtys hombergii	100	40	136		10
Nereididae	4				
Nereis lamellosa			12		
Oligochaeta					10
Onuphis eremita	4	8			
Ophelia borealis	8	8			
Ophelia neglecta				200	1070
Orbinia		12			
Owenia fusiformis	12	8	20		10
Paranaitis kosteriensis			8		
Paraonis				20	
Paraonis fulgens					100
Phyllodoce			16		30
Phyllodoce lineata		8			
Phyllodocidae					10
Pisione parapari					60
Pisione remota				30	
Platynereis dumerilii	44				

Podarkeopsis galangai			4		
Polycirrus readi					10
Polydora					20
Saccocirrus papillocercus				10	10
Scolelepis			4		
Scolelepis (Scolelepis) foliosa					10
Scolelepis (Scolelepis) squamata				170	850
Scolelepis bonnieri	20	20	84		
Scoletoma laurentiana		16			
Sigalion mathildae	28	16	8		40
Spio decorata					100
Spio filicornis	12	4	12		
Spiophanes bombyx			96	460	190
Sthenelais limicola	16	4	4		
ARTHROPODES					
Abludomelita obtusata			4		
Acanthomysis longicornis					40
Ampelisca				10	
Ampelisca brevicornis	8	4			
Apherusa ovalipes			36		
Apolochus neapolitanus			4		
Apolochus spencebatei			4		
Bathyporeia elegans			184		2300
Bathyporeia guilliamsoniana	4	24	32		10
Bathyporeia pelagica	44			2780	
Bathyporeia pilosa					40
Bathyporeia sarsi		4			
Bathyporeia tenuipes			28		
Bodotria scorpioides					10
Brachyura			24		50
Caridea					10
Corystes cassivelaunus	4	8	8		
Crangon crangon		4		10	
Cumopsis fagei					80
Diastylis bradyi	28	12	76	10	40
Diastylis rugosa					90
Diogenes			12	190	260
Diogenes curvimanus					30
Eocuma dollfusi			48	120	610
Erichthonius					60
Eurydice	4	8			
Eurydice naylori					10
Eurydice spinigera			56	140	1220
Gammarus crinicornis			4	30	
Gastrosaccus sanctus					540
Gastrosaccus spinifer	52	84	84	990	5950
Haplostylus normani		24			110
Haustorius arenarius				40	10
Hippomedon	8	12	8	70	30
Idotea balthica	24				
Idotea linearis			16		70
Iphinoe trispinosa			28		10
Kroyera carinata				80	
Leucothoe incisa				10	

Liocarcinus			72		
Liocarcinus holsatus				10	
Liocarcinus marmoreus	28				
Lysianassidae			4		
Megaluropus agilis			4		40
Mysida				10	
Nototropis falcatus				10	10
Nototropis swammerdamei	132	8	188	150	60
Pagurus bernhardus		8			
Paramysis					10
Paramysis (Longidentia) nouveli					10
Perioculodes longimanus			8		
Philocheras trispinosus	8	20	368		260
Pinnotheres pisum		20	4		110
Platysquilla eusebia	8	12			
Pleocyemata					40
Polybius henslowii			8		
Pontocrates altamarinus					380
Pontocrates arenarius		8	52		10
Portumnus latipes					610
Portunidae					10
Processa modica					130
Processa parva		4	20		
Schistomysis kervillei			76		
Schistomysis spiritus			8	50	
Sextonia longirostris		8	20		
Siphonoecetes sabatieri				10	
Stenothoe marina			8		
Thia scutellata		4		10	20
Tryphosella sarsi			48		
Tryphosites longipes			4		
Urothoe		4	4		
Urothoe brevicornis					380
Urothoe grimaldii		32			
Urothoe poseidonis			44		
Urothoe pulchella	4	28	28	30	
Zeuxo holdichi					10
MOLLUSQUES					
Abra alba	24	8	304		40
Abra prismatica		4			
Acteon tornatilis	12		40		
Chamelea gallina	16	36	228		
Cylichna cylindracea	4	4	24		
Donax trunculus			4	10	160
Donax variegatus		4			
Donax vittatus	132	208	92		
Dosinia lupinus		4			
Ensis siliqua			4		
Euspira nitida	32	28	36		40
Fabulina fabula	264	208	896		
Kurtiella bidentata		8	16		
Macomangulus tenuis	4	20	4	100	10
Mactra stultorum	24	28	104		
Moerella donacina			4		

Mytilidae			76	530	210
Pandora inaequalis		4			
Pharus legumen	88	136	204		10
Spisula elliptica		4			40
Tellimya ferruginosa		40	4		
Tellinidae					10
Turbonilla		4	4		
Vasconiella jeffreysiana		88			
ECHINODERMES					
Acrocnida brachiata		4			
Amphipholis squamata	20	28			
Amphiura		28			
Asterias rubens		4			
Echinocardium cordatum	40	72		120	300
Echinocyamus pusillus		4			
Ophioderma longicaudum	36	28			
Ophiura ophiura					470
DIVERS					
Hippospongia				230	160
Nematoda				10	
Nemertea					10
Phoronis				220	120
Platyhelminthes					10
Chordata					20
Branchiostoma lanceolatum	96	8			
Cnidaria					
Actinaraea		124			

ANNEXE 4 : Photos d'espèces retrouvées dans les échantillons par benne



Bathyporeia elegans



Donax trunculus



Pinnotheres pisum



Eteone picta



Eurydice spinigera



Gastrosaccus spinifer



Diogenes curvimanus dans coquille de
Natica catena



Portumnus latipes