



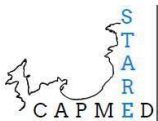
Le macrobenthos de substrats meubles en zone infralittorale Corse

**Indice et méthodologie adaptée pour un
diagnostic écologique facilité**

Thèse de doctorat
Présentée par

Annick Donnay

Année académique 2016-2017



**Le macrobenthos de substrats meubles en
zone infralittorale Corse**

**Indice et méthodologie adaptée pour un diagnostic
écologique facilité**

Thèse de doctorat

Présentée par

Annick Donnay

Année académique 2016-2017

Merci de citer cette thèse, comme suit :

Donnay, A., 2016. Le macrobenthos de substrats meubles en zone infralittorale corse. Indice et méthodologie adaptée pour un diagnostic écologique facilité. Université de Liège, 310 pages + annexes.

Membres du Jury de thèse

Prof. Dr. Jean-Marie Beckers - Président
Université de Liège, Belgique

Prof. Dr. Sylvie Gobert - Promotrice
Université de Liège, Belgique

Dr. Corinne Pelaprat – Co-Promotrice
STARESO, France

Dr. Mathieu Poulicek
Université de Liège, Belgique

Dr. Patrick Dauby
Université de Liège, Belgique

Dr. Philippe Grosjean
Université de Mons, Belgique

Dr. Jonathan Richir
Université de Mons, Belgique

Table des matières

Remerciements	I
Résumé.....	III
Abstract	V
Chapitre 1 : Introduction.....	1
1. Contexte général	3
2. La Mer Méditerranée	5
3. Les influences anthropiques.....	8
a. L’empreinte humaine sur l’écosystème océan.....	8
b. Les pollutions des fonds meubles.....	8
c. Les perturbations physiques	9
d. Les pollutions chimiques	10
e. Les influences physiques et chimiques conjuguées	12
4. Le macrobenthos de substrats meubles.....	13
5. La dépendance du macrobenthos à l’habitat.....	18
6. Le Paradigme de Pearson et Rosenberg.....	21
7. Les principaux indices biotiques.....	23
8. La suffisance taxonomique.....	27
9. Objectifs – Problématiques	31
La station de recherches sous-marines et océanographiques, STARESO.....	35
Le programme STARE-CAPMED.....	36
Chapitre 2 : Matériel et Méthodes.....	39
1. La zone d’étude	42
2. Bancarisation et sélection des données	44
3. Stations sélectionnées.....	45

a.	Stations choisies pour la création du nouvel indice et pour l'évaluation de la faisabilité de la suffisance taxonomique (Objectif 1 et 2)	45
b.	Stations suivies dans le cadre du programme STARE-CAPMED (Objectif 3).....	46
c.	Station pour l'étude de simplification méthodologique du tri.....	54
4.	Méthode d'échantillonnage	54
a.	Echantillonnage pour l'étude des paramètres sédimentologiques ...	54
b.	Echantillonnage pour l'étude du macrobenthos de substrats meubles	55
5.	Traitement des échantillons	56
a.	Les échantillons de sédiment	56
b.	Les échantillons de macrobenthos de substrats meubles.....	62
6.	Relation abondances macrobenthiques, paramètres environnementaux : Définition des habitats.....	72
a.	La Permanova	72
b.	L'Analyse Canonique par Coordonnées Principales - CAP	73
c.	L'analyse	74
7.	Les Conditions de Référence	76
8.	La Simplification Taxonomique	77
a.	L'agrégation.....	77
b.	La Polluo-sensibilité.....	78
c.	Les conditions de référence dans le cas de la simplification taxonomique	79
d.	La définition du niveau taxonomique suffisant.....	79
9.	Les tests statistiques.....	80
Chapitre 3 : Les habitats		81
1.	Contexte - Intérêt de l'identification des habitats disponibles pour les peuplements macrobenthiques	83

2.	Echantillons et méthodes	85
a.	Echantillons	85
b.	Méthodes	85
3.	Résultats	86
4.	Discussion	97
5.	Conclusion	105
Chapitre 4 : Le Référentiel Benthique Espèce		107
1.	Contexte	109
2.	Intérêt d'un référentiel benthique par habitat	110
3.	Moyens d'identification des conditions de référence.....	111
4.	Stations et Méthodes	113
a.	Stations.....	113
b.	Méthodes	113
5.	Résultats	114
6.	Discussion	117
7.	Conclusion	124
Chapitre 5 : La Simplification Taxonomique.....		127
1.	Contexte	129
2.	Stations et méthodes	130
a.	Stations.....	130
b.	Méthodes	131
3.	Résultats	133
a.	Le niveau d'identification taxonomique "Genre".....	133
b.	Le niveau d'identification taxonomique "Famille".....	138
c.	Variation des valeurs de qualité écologique à travers les niveaux d'identification taxonomique	142
4.	Discussion	155
5.	Conclusion	162

Chapitre 6 : Cas d'étude	165
1. Contexte	169
2. Stations et Méthodes	169
a. Stations.....	170
b. Méthodes	171
3. Résultats	171
a. Caractérisation sédimentaire	171
b. Caractérisation et qualification des peuplements macrobenthiques	190
c. L'Application de la suffisance taxonomique.....	257
4. Discussion	264
5. Conclusion	272
Chapitre 7 : Discussion et Conclusion générales	273
1. Discussion générale	275
2. Conclusion générale	281
3. Perspectives.....	282
Chapitre 8 : Référence bibliographique	287
Annexes	311
Annexe 0 : Tâches annexes et Présentations	I
Annexe 1: Article sur la méthode de coloration et décoloration	III
Annexe 2 : Valeur de polluo-sensibilité au niveau de l'espèce, du genre et de la famille	VI
Annexe 3 : Article concernant le référentiel benthique corse et le nouvel indice J'MAMBI.....	XXXII
Annexe 4 : Valeur du J'MAMBI et statut écologique associé par niveau d'identification taxonomique pour les 90 stations employées dans l'évaluation de la suffisance taxonomique ainsi que l'habitat défini pour chacune	LIV

Annexe 5 : Valeurs des différents indices et statuts écologiques associés pour les 14 stations suivies dans la baie de Calvi en 2011 et en 2012LX

Annexe 6 : Légende des photos présentées sur les intercalaires.....LXI

Remerciements

Par qui et par où commencer ?

Pour commencer, je tiens à remercier Corinne Pelaprat qui, après une saison de tri, m'a proposé de réaliser cette thèse de doctorat sur le macrobenthos de substrats meubles. Merci à toi, Corinne, qui a vu en moi une personne capable de mener à bien le travail proposé. Tout au long du cheminement qui a mené à ce manuscrit, tu m'as toujours fait part de tes remarques, commentaires et de ton soutien accompagné d'encouragements. J'espère que cette collaboration pourra se poursuivre encore longtemps.

Merci à Messieurs Gérard Bonifacio et Pierre Lejeune pour m'avoir accepté au sein de l'équipe "Starésienne". Sans les moyens financiers et matériels de la station, cette thèse n'aurait pu aboutir. Merci également pour votre soutien.

Merci à Sylvie Gobert de m'avoir accepté comme thésarde sous sa direction au sein du laboratoire d'Océanologie de l'université de Liège, même si mes passages au laboratoire étaient rares. Merci pour ta disponibilité et ton soutien.

Merci aux financeurs du projet STARE-CAPMED, la Collectivité Territoriale de Corse (CTC) et l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, pour avoir permis l'existence du projet STARE-CAPMED dans lequel cette thèse s'inscrit. Au sein de l'Agence de l'eau RMC, un merci particulier à Monsieur Pierre Boissery pour avoir soutenu ce projet dès le départ.

Ce travail n'aurait pu être mené à bien sans l'ensemble du personnel Starésien sans qui les prélèvements et les parties de terrain n'auraient pu se dérouler aussi bien. Un merci particulier à Alex, Aurélia et Sylvain pour votre disponibilité comme plongeurs ou pilote de bateau mais aussi pour votre soutien.

Merci à l'ensemble du personnel du laboratoire d'Océano pour les avis et remarques dispensés et les agréables moments passés lors de vos missions à STARESO.

Un merci particulier à Charlène, dite Chouchounne, pour les nombreuses discussions divertissantes au laboratoire, mais également les avis constructifs. Merci aussi pour ton soutien et les soirées "Disney".

Sans mes parents, tous ces remerciements n'auraient existé. En effet, sans leur amour, je ne serais pas là à écrire ces phrases. Sans leur soutien, ma voie professionnelle aurait été toute autre. Vous m'avez poussé, soutenu dans ces études de biologie marine qui m'attiraient et vous m'avez permis de les mener à bien. Vous avez toujours été présents tant dans les moments de joie que dans les moments de démoralisation. Même, Maman, tu as dessiné mon "PolyCru" et ensemble, avec Papa, vous m'avez toujours fait part de vos commentaires et avis. Je ne parviendrai jamais à vous dire "merci" comme je le souhaite mais j'essayerai. Merci pour tout.

Merci à mes frères, Yvan et Christian et ma sœur, Brigitte ainsi que leurs familles pour vos soutiens. Un merci particulier à mon filleul, Lucas, qui m'apporte toujours un rayon de soleil même quand le ciel est gris.

Pour finir, merci à mes amis pour votre soutien et les moments sympas passés ensemble.

Enfin, je tiens à présenter toutes mes excuses aux personnes non citées, il n'y a rien de personnel, c'est juste impossible de remercier toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont croisé mon chemin. A toutes ces personnes, merci pour votre présence, vos commentaires et les moments passés.



Résumé

A l'heure où la préservation et la conservation de l'environnement sont d'actualité pour l'Homme, différents indicateurs de qualité écologique sont couramment suivis pour évaluer les influences anthropiques ; parmi ces indicateurs de qualité, le macrobenthos de substrats meubles. Sur base de certaines de leurs caractéristiques, le calcul de différents indices biotiques permet de qualifier le milieu. Cependant, avant cette qualification, l'analyse du macrobenthos est longue et fastidieuse.

Deux problèmes liés à leur étude existent :

1. En Corse, les indices biotiques classiquement calculés ne rendent pas compte de l'existence de peuplements impactés en zone côtière oligotrophe et soumis à de faibles influences humaines.
2. La longueur de leur étude liée à la difficulté d'identification empêche une réponse rapide aux décideurs.

Pour solutionner ces problèmes, l'adaptation du calcul d'un indice biotique aux conditions environnementales corses ainsi que le moyen de limiter la durée des études du macrobenthos de substrats meubles sont recherchés.

Dans l'optique d'adaptation d'un indice et pour rendre compte de la variabilité naturelle des peuplements, huit habitats considérant les peuplements macrobenthiques ont été définis autour de la Corse. Puis, le J'MAMBI, basé sur la polluo-sensibilité des espèces, la richesse, la diversité des peuplements et leur équitabilité a été mis au point, avec des références de bonne et mauvaise conditions écologiques pour chacun des types d'habitats. L'application de cet indice permet de mettre en évidence de fines variations dans les qualités écologiques observées.

Pour faciliter l'identification et diminuer le temps d'étude du macrobenthos de substrats meubles, le principe de suffisance taxonomique est appliqué au J'MAMBI. Ce principe permet d'apporter aux décideurs et gestionnaires de telles études un diagnostic environnemental facilité et une réponse rapide. Sur le pourtour insulaire, le niveau d'identification taxonomique "famille" est suffisant pour rendre compte de la qualité écologique définie par un travail à l'"espèce".

Grâce au "Benthic Methodology Simplification" ou BeMSi, regroupant le J'MAMBI et l'identification facilitée, les deux problèmes posés ont été résolus. L'utilité de cette méthodologie a été mise en avant dans le cadre de suivis aquacoles, de suivis d'émissaires en mer, de distinctions de qualité entre baies ou au sein d'une même baie. Sa sensibilité est également suffisante par rapport à d'autres indices basés sur d'autres indicateurs comme la posidonie.

Ainsi grâce à l'emploi de cette méthodologie, deux types de recherche sont possibles :

- La recherche fondamentale avec une identification à l'"espèce" et l'application du J'MAMBI afin d'améliorer les connaissances spécifiques des peuplements macrobenthiques et de leur réaction à l'influence de perturbations.
- La recherche appliquée avec application du BeMSi, identification à la "famille" et application du J'MAMBI, afin d'obtenir une connaissance générale de l'état écologique d'une zone et aider à la prise de décision.

Dans les années à venir, il serait intéressant d'appliquer les résultats de cette thèse à de plus longues séries temporelles de données et à d'autres zones géographiques afin de confirmer la robustesse de l'indice et de la méthodologie développée au cours de cette thèse de doctorat.

Abstract

At the time where the safeguarding and the conservation of the environment are a need for the Man, various ecological quality indicators are currently followed to evaluate the human influences; among those the soft-bottom macrofauna. On the basis of some of their characteristics, the calculation of various biotic indices makes possible to qualify the meadow. However, before this qualification, the analysis of the macrobenthos is long and tedious.

Two problems involved in their study exist:

1. In Corsica, the classically calculated biotic indices do not give an account of the existence of impacted settlements in oligotrophic coastal area and subjected to weak human influences.
2. The length of their study related to the difficulty of identification prevented a prompt response to the decision makers.

To solve these problems, the adaptation of the calculation of a biotic index to the Corsican environmental conditions as well as the means of limiting the length of studies of the soft-bottom macrobenthos is required.

For the adaptation of an index and to give an account of the natural variability of the settlements, eight habitats linked with settlements were defined around Corsica. Then, the J'MAMBI, based on the polluo-sensitivity of species, the richness, the diversity of the settlements and their equitability was developed, with references of good and bad ecological conditions for each habitats type. The application of this index makes possible to highlight fine variations in ecological qualities.

To facilitate the identification and to decrease the time of soft-bottom macrobenthos' study, the principle of taxonomic sufficiency is applied to the J'MAMBI. This principle makes possible to bring to the decision makers and to managers of such environmental studies, a facility diagnosis and a prompt response. Around the island, the identification at the "family" level is sufficient to give an account of ecological quality definite by a work to the "species" level.

Thanks to "Benthic Methodology Simplification" or BeMSi, coupling the J'MAMBI and the facilitated identification, the two posed problems were solved. The utility of this methodology was put ahead within the framework of

fish-farming survey, of outfall survey, of bay survey. Its sensitivity is also sufficient compared to other indices based on other indicators like the posidonia.

Thank to this study, two types of research are possible:

- The fundamental research grouping the "species" level identification and the J'MAMBI in order to improve the specific knowledge of microbenthic settlements and their reaction under or without disturbances.
- The applied research using the BeMSi in order to obtain a general overview of the ecological quality status of an area and to help with decision making.

In the future, it would be interesting to apply the results of this thesis to long temporal series of data and to other geographical areas in order to confirm the robustness of the index and the methodology developed.

Chapitre 1 : Introduction



1. Contexte général

La terre est soumise depuis des temps immémoriaux à l'influence humaine. L'Homme perturbe et modifie son environnement. Ces perturbations peuvent avoir lieu tant au niveau terrestre (déforestation, extractions minières, emploi d'engrais ou autres produits chimiques, ...) qu'au niveau aquatique (ruissellement des polluants terrestres, rejet de déchets non traités, surexploitation des ressources, ...). Outre le fait que le milieu marin subisse des influences anthropiques directes, il constitue également le réceptacle final de toutes influences se produisant au niveau terrestre et dulcicole.

De plus en plus consciente que l'Homme ne pourra utiliser, polluer et surexploiter son environnement de manière illimitée, la société moderne tente de valoriser la compréhension et la préservation des écosystèmes et de la biodiversité comme des axes de recherches prioritaires. C'est bien avant le 20^e siècle que débute la prise de conscience de l'importance de protection de la nature, des espèces emblématiques ou d'intérêts pour l'Homme, mais c'est seulement au début du 20^e siècle qu'est créée la première commission consultative pour la protection de la nature. Elle est suivie en 1948 par l'union internationale pour la conservation de la nature (IUCN). En 1972, la déclaration de Stockholm met pour la première fois en avant des questions écologiques entraînant la création du programme des Nations Unies pour l'environnement ainsi que les premiers ministères et secrétariats pour l'environnement. Depuis, différents conventions, chartres, engagements ont vu le jour et se sont succédés. Citons par exemple : les conventions de coopération en cas de catastrophes comme la convention de Barcelone pour la protection de la mer Méditerranée (Ministère développement durable, 2011), des réglementations de gestion de stocks piscicoles émis par la commission européenne (Politique Commune de la Pêche dont le dernier règlement porte le numéro 1380/2013) ou par les Nations Unies (dont l'accord de 1995 n°37924 enregistré en 2001), la convention de Berne de 1979 concernant la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel dont les cadres d'application sont les Directives européennes "Oiseaux" (2009/147/CE) et "Habitats" (92/43/CEE), le programme ZNIEFF (Zone Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique, 1995) en milieu marin visant à inventorier l'ensemble des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (CNRS, 2008), le programme Réseau NATURA 2000 qui a permis d'identifier des zones d'habitats sensibles ou

présentant un intérêt particulier et des espèces animales ou végétales reprises dans les annexes des directives "Oiseaux" (2009/147/CE) et "Habitats" (92/43/CEE) Tous ces programmes, conventions et réglementations visent à préserver et protéger les caractéristiques biotiques et abiotiques des écosystèmes.

D'autres programmes ont quant à eux été mis sur pieds pour rendre compte de l'état écologique du milieu aquatique tels que les recommandations de l'agence de protection de l'environnement des Etats-Unis d'Amérique (EPA, 2009), le programme de surveillance des eaux marines canadiennes, australiennes, hongkongaises, ... ou en 2000, la Directive Cadre européenne loi sur l'eau (2000/60/CE ; WFD, 2000) visant à obtenir ou maintenir un bon statut écologique des eaux de surface avant 2015.

A cette directive a succédé la Directive Cadre Stratégie pour le milieu marin (2008/56/CE ; DCSMM, 2008) s'étendant jusqu'à 2020 et visant à maintenir ou rétablir le bon fonctionnement des écosystèmes marins tout en les exploitant de manière réfléchie.

Ainsi, dans l'optique de la préservation du milieu marin, les programmes développés ces dernières décennies visent à établir et/ou maintenir l'état de qualité écologique d'un site, défini par le niveau de valeur écologique de cette zone par rapport à une zone saine. En général, en milieu marin, ces programmes couvrent différents domaines tels que la chimie de l'eau, la physique de l'eau (la courantologie, la stratification thermique, ...), le suivi du plancton, celui des herbiers de magnoliophytes et des macrophytes ou encore l'étude du macrobenthos de substrats meubles afin de comprendre le fonctionnement des écosystèmes et les influences à court, moyen et long termes que peuvent avoir des effets globaux comme les changements climatiques ou des effets anthropiques locaux. Néanmoins, pour utiliser un domaine dans un programme de grande envergure, il est nécessaire de l'étudier et le connaître individuellement dans une variété de conditions environnementales. Dans le présent travail, seul le macrobenthos de substrats meubles est pris en considération, dans les conditions d'eaux côtières corses, connues pour leur oligotrophie et soumises à de faibles influences anthropiques.

Le macrobenthos de substrats meubles correspond à l'ensemble des invertébrés d'une taille supérieure à 1 mm vivant dans les "sables". Il est utilisé comme bio-indicateur de qualité écologique du milieu. Il renseigne aussi bien sur la qualité du milieu sédimentaire que sur la colonne d'eau subjacente. Il fait l'objet de nombreuses études tant spatiales que temporelles et divers modèles ont été développés expliquant leurs successions lors de la dégradation ou de la restauration du milieu (Pearson et Rosenberg, 1978; Rhoads *et al.*, 1978; Gray, 1992; Dauer, 1993). Le modèle le plus connu d'évolution de la diversité, de la richesse et de la biomasse d'un peuplement macrobenthique le long d'un gradient d'enrichissement en matière organique est le paradigme de Pearson et Rosenberg (1978), exposé ci-après (page 21). Outre cette sensibilité à la pollution reconnue, ces organismes sont dépendants de l'habitat sédimentaire et les assemblages macrobenthiques ont permis d'identifier des biocénoses spécifiques à certains habitats (Pérès et Picard, 1964).

2. La Mer Méditerranée

La mer Méditerranée est une mer semi-fermée bordée par des terres appartenant à trois continents : le continent européen au Nord, le continent asiatique à l'Est et le continent africain au Sud. Selon Béthoux *et al.* (1999), elle représente 0.7 % de la surface de l'océan mondiale et un volume de 0.3 %. Elle se caractérise par un plateau continental étroit, une profondeur moyenne de 1 460 m (Coll *et al.*, 2012) et une profondeur maximale de plus de 5 000 m. Elle est en contact avec l'océan Atlantique par le détroit de Gibraltar, avec la mer de Marmara et la mer Noire par le détroit du Bosphore et avec la mer Rouge par le canal de Suez. Bas (2009) rappelle que le patron général de circulation est influencé par l'eau d'origine Atlantique entrant par le détroit de Gibraltar. Le bassin se caractérise par des gradients environnementaux (température, salinité, nutriments) entraînant une grande hétérogénéité spatiale (Coll *et al.*, 2012). Néanmoins tout le bassin méditerranéen est connu pour être oligotrophe (Béthoux *et al.*, 1998; 1999; Goffart *et al.*, 2002; Gobert *et al.*, 2009). De plus, cette mer constitue un environnement plus sensible aux variations que l'océan (Durrieu de Madron *et al.*, 2011). Donc, malgré ses particularités environnementales, différents auteurs dont Béthoux *et al.* (1999) et Lejeune *et al.* (2010) reconnaissent que la mer Méditerranée constitue un océan miniature et que les phénomènes se produisant à son niveau et les modèles développés peuvent être étendus au niveau mondial.

La mer Méditerranée constitue un des 25 hotspots de biodiversité (Figure 1-1 ; Myers *et al.*, 2000). Selon Coll *et al.* (2012) environ 17 000 espèces, soit entre 4 % et 18 % des espèces marines mondiales (Bianchi et Morri, 2000), sont présentes dans cette mer dont approximativement 11 000 sont des invertébrés. Jusqu'à récemment, en moyenne, 22 % de l'ensemble de ces espèces étaient considérées comme endémiques à la zone méditerranéenne mais l'augmentation des études dans les zones adjacentes ont fait chuter ce taux à 7 % (Costello *et al.*, 2010). La majorité des espèces animales et végétales se retrouve dans la zone côtière entre 0 et 50 m de profondeur soit 75 % des poissons méditerranéens et 90 % des plantes connues (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2010). Selon Zenetos *et al.* (2002, 2003), environ 6 000 espèces d'invertébrés benthiques sont recensées et réparties comme suit : 2 000 espèces de mollusques, 1 935 espèces d'arthropodes, 1 000 espèces d'annélides, 622 espèces de porifères, 500 espèces de bryozoaires, 420 espèces de cnidaires, 154 espèces d'échinodermes et quelques autres groupes moins connus. La répartition des espèces floristiques et faunistiques varie entre les bassins néanmoins une même espèce peut se retrouver dans plusieurs bassins (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2010).

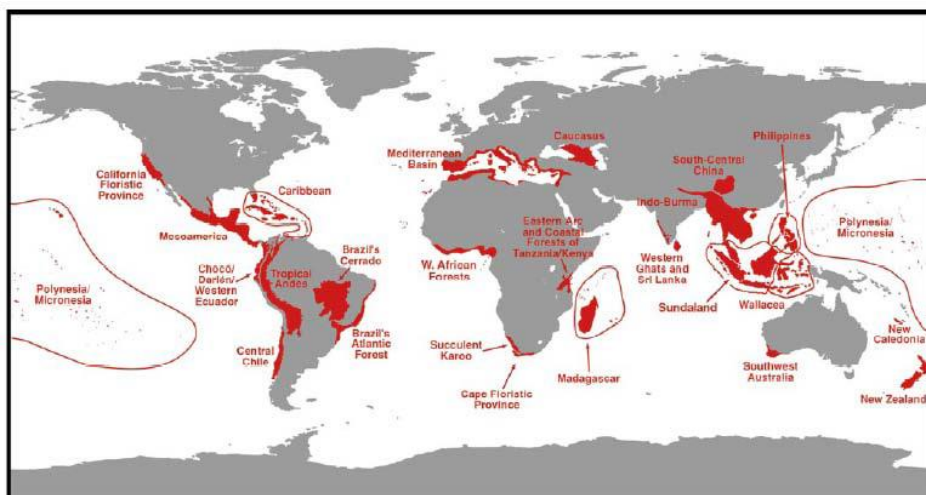


Figure 1-1: Hotspots mondiaux de biodiversité, d'après Myers *et al.* (2000).

Outres ces particularités environnementales et de biodiversité animale et végétale, la mer Méditerranée est également une zone de biodiversité sociale, culturelle et législative. Chaque pays la bordant possède ces propres législations et présente des caractéristiques urbanistiques et populationnelles

variées. Au cours du dernier siècle, les côtes méditerranéennes ont été soumises à l'industrialisation, l'urbanisation, l'augmentation des populations résidentielles et touristiques entraînant le développement des zones agricoles, la surexploitation des ressources marines et des rejets toujours plus importants dans le milieu marin (Durrieu de Madron *et al.*, 2011). Toutes ces influences ont des effets sur le milieu marin. Dans les 22 pays limitrophes, seuls 6 sont soumis aux directives européennes. Autrement dit la majorité des pays bordant la Méditerranée ne possède pas de législation telle que la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) ou la Directive Cadre Stratégie Milieu Marin (DCSMM) qui visent à préserver la biodiversité. Ces absences législatives pourraient rendre difficile la bonne préservation de la zone (Papadopoulou *et al.*, 2011). Néanmoins, il existe quelques lois ou recommandations communes à l'ensemble des pays limitrophes de la mer Méditerranée tel que le plan d'action Méditerranée des Nations Unies de 1975 visant à :

1. évaluer et contrôler les pollutions marines,
2. aider au développement de réglementations environnementales nationales,
3. aider à l'identification d'alternatives pour le développement,
4. optimiser le choix de destination des supports financiers,
5. incorporer des plans et aménagements côtiers aux programmes nationaux (Papadopoulou *et al.*, 2011).

Ce plan veut harmoniser les actions pour la préservation et la conservation de l'écosystème méditerranéen.

Malgré ces législations, en plus des effets isolés, des impacts cumulés provenant de diverses sources peuvent exister. En considérant l'ensemble des influences possibles, Micheli *et al.* (2013) mettent en évidence que moins de 1 % de la surface de la Méditerranée reste inaffectée par des activités humaines.

Les influences humaines modifient l'écosystème méditerranéen en changeant l'habitat et en favorisant l'introduction d'espèces allochtones. Ces introductions peuvent s'opérer via l'ouverture du Canal de Suez, les transports maritimes ou par les importations pour les aquacultures et les aquariums. Les différentes espèces invasives, végétales, animales fixes ou mobiles, ont fait l'objet d'un recensement par Katsanevakis *et al.* (2014), actuellement environ 1 000 espèces ont été répertoriées comme telles.

3. Les influences anthropiques

a. L'empreinte humaine sur l'écosystème océan

L'évaluation de l'ensemble des influences humaines donne l'empreinte humaine. Cette empreinte sur l'écosystème marin a été cartographiée en tenant compte des forçages anthropiques et des impacts écologiques. La dernière cartographie de l'empreinte humaine sur le milieu a été développée par Halpern *et al.* en 2008 (Figure 1-2).

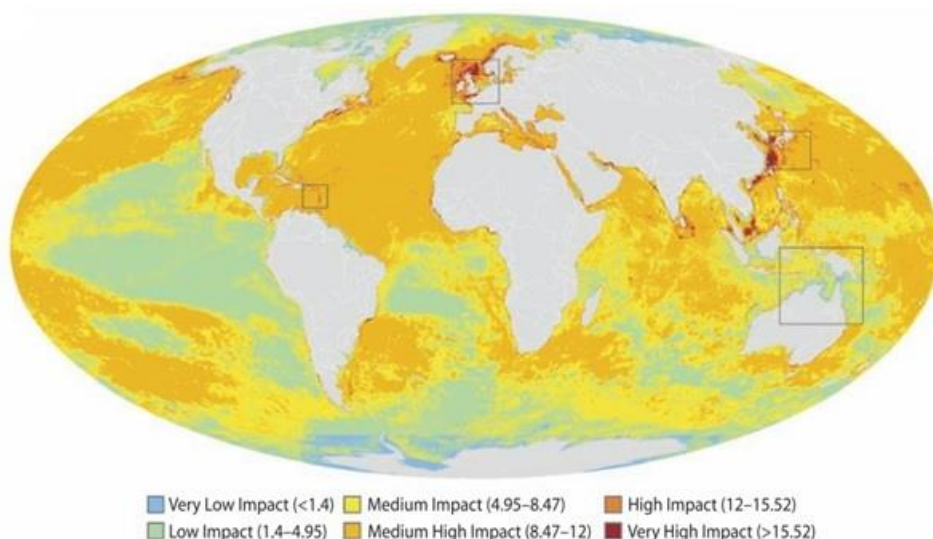


Figure 1-2: Carte mondiale des impacts humains cumulés sur l'écosystème marin. Les couleurs font référence à des impacts d'intensités différentes (de très faible, score d'impact < 1.4 à très élevé, score d'impact > 15.52 - Repris de Halpern *et al.* (2008).

Cette carte illustre, qu'en Méditerranée, l'impact écologique de l'homme sur le milieu est moyen dans certaines zones et très élevé dans d'autres. Selon Laubier (2005), différentes activités humaines sont présentes en méditerranée allant du tourisme et la croissance démographique à la pollution radioactive en passant par l'exploitation des ressources et l'eutrophisation.

b. Les pollutions des fonds meubles

L'Homme dépend du milieu marin pour se nourrir, commercer et voyager mais l'Homme influence ce milieu par des apports exogènes et par destructions des fonds et des peuplements. D'une manière générale, deux grands types de pollution peuvent se faire sentir sur les fonds marins : une perturbation et un

stress. Selon Gray (1979) repris dans Gray et Elliott (2009), une perturbation est une destruction physique tandis qu'un stress est chimique et induit une productivité réduite. Les influences physiques sont liées à l'emploi d'engins comme les dragues, les chaluts ou les ancres tandis que les influences chimiques sont liées à l'apport de substances étrangères dans le milieu. En fonction de la perturbation dominante, les stratégies adaptatives privilégiées par les organismes sont différentes (Tableau 1-1) : en cas de stress chimique élevé, les organismes opportunistes les plus tolérants à ce stress persistent et dominant. Pour une perturbation élevée, les espèces opportunistes, à court cycle de vie et reproduction rapide (espèces à stratégie r ou espèces reproductives) sont également favorisées mais sans distinction de tolérance. En l'absence de l'une ou l'autre pollution, dans un état naturel, les organismes à longue durée de vie et cycle reproducteur long (espèce à stratégie K ou espèces compétitives) remplacent progressivement les espèces présentant d'autres stratégies et finissent par dominer le peuplement et créer une population en équilibre. Par contre, en présence des deux types de pollutions, aucun organisme animal ne possède de stratégie de vie adaptée et ne peut donc survivre (Gray et Elliott, 2009). Qu'il s'agisse d'une perturbation et d'un stress, les conséquences finales sont les mêmes avec une diminution de la biodiversité au profit des espèces opportunistes à courte durée de vie induisant des peuplements déséquilibrés et la réduction des habitats disponibles (Gili *et al.*, 2014). Dans les cas extrêmes de pollution, une absence de vie peut subvenir.

Tableau 1-1: Stratégies adaptatives favorisées en fonction de la pollution (Perturbation ou stress - repris de Gray et Elliot, 2009).

	Faible Stress	Stress Elevé
Faible Perturbation	Stratégie K	Tolérant
Perturbation élevée	Stratégie r	Non viable

c. Les perturbations physiques

Les perturbations physiques des fonds sous-marins se classent en trois catégories : le dragage, le chalutage et les exploitations pétrolières, gazières ou minières. Leurs conséquences sont naturellement physiques par la modification voire la destruction de l'habitat mais également biologiques liées à la capture d'espèces non ciblées et la modification des assemblages.

i. Le dragage

Le dragage modifie le milieu par extraction, rejet sédimentaire (Newell *et al.*, 1998) et par désoxygénation des couches nouvellement superficielles. L'impact du dragage sur les assemblages macrobenthiques dépend de l'intensité de l'effort de drague ainsi que de la vitesse de recolonisation (Newell *et al.*, 1998). Les conséquences sont la diminution de la biodiversité, de la richesse, de l'abondance et de la biomasse pouvant rendre momentanément la zone draguée sans vie animale (Naser, 2011).

ii. Le chalutage

Le chalutage peut modifier les fonds meubles jusqu'à 25-30 cm de profondeur par mélange des couches risquant l'anoxie de la zone et par perturbation dans la structure des assemblages macrobenthiques. Tout comme le dragage, le chalutage entraîne une réduction de la diversité et de la richesse de la zone accompagnée d'une diminution d'abondance et de biomasse (Gray et Elliott, 2009).

iii. Les forages

Les forages pétroliers et gaziers, ainsi que dans une moindre mesure les extractions minières (insignifiantes en Méditerranée), agissent sur la stabilité des fonds, les modifiant par secousses sismiques au cours des opérations de forage et d'extraction (Laubier, 2005). Ces secousses peuvent provoquer un mélange des couches sédimentaires superficielles et perturber les assemblages macrobenthiques.

d. Les pollutions chimiques

Selon Gray et Elliott (2009), les pollutions chimiques sont les principales sources d'apport d'éléments traces, de xénobiotiques et de matière organique :

1. Les éléments traces et les xénobiotiques peuvent influencer l'ensemble des organismes, benthiques et autres, par l'intermédiaire de la bioaccumulation et/ou la biomagnification.
2. La matière organique peut être d'origine variée, naturelle ou anthropique. Elle constitue une source de nourriture pour certains organismes et est à la base de la chaîne alimentaire mais en trop grande quantité, elle produit l'asphyxie du milieu et la disparition de toutes vies (azoïe) autres que microbiennes et bactériennes.

Les sources de pollutions chimiques sont variées et vont de rejets urbains à des zones d'aquaculture ou portuaires en passant par le ruissellement des eaux du bassin versant ou les rejets d'exploitation. Les principaux types sont présentés ci-après.

i. Les marées noires et les rejets d'exploitation

Les marées noires apportent de la matière organique accompagnée d'hydrocarbures. Ces derniers sont constitués des fractions les plus toxiques rapidement accumulées ou dégradées. Suite à cette rapide "disparition", l'influence finale d'une marée noire correspond à un enrichissement en matière organique. Cet apport influe sur le macrobenthos de substrats meubles comme tout apport de matière organique décrit par Pearson et Rosenberg (1978) (Gray et Elliott, 2009).

L'exploitation des sous-sols marins apporte de la matière organique et induit des rejets d'agents lourds comme le barite (BaSO_4), d'agents de viscosité comme le chlorure de potassium (KCl), de contrôleur de pH (hydroxyde de potassium, KOH) et d'autres composants comme des dispersants ou lubrifiants (Olsgard et Gray, 1995). Dans ces agents, le barite est également utilisé comme traceurs de dispersion des autres agents et a permis d'identifier des modifications sédimentaires et de structures populationnelles (Olsgard et Gray, 1995).

ii. Les rejets de station d'épuration

Tout émissaire provient d'une station de traitement d'eaux usées. Ces eaux d'origine urbaine subissent des traitements plus ou moins sophistiqués dont le but est de limiter les substances transmises en aval. Une directive européenne de 1991 (91/271/EEC) établit des règles pour réguler l'influence de cette source ainsi que le suivi de cette dernière (de-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2009). Néanmoins, un enrichissement en matière organique, phénomène connu sous le nom d'eutrophisation, peut être observé à proximité du rejet en mer de station d'épuration accompagné ou non d'une diminution de l'apport d'oxygène risquant ainsi de créer une zone azoïque. Des polluants non captés lors du traitement peuvent également être introduits dans la chaîne alimentaire via le phénomène de bioaccumulation.

iii. Les embouchures de fleuves et autres cours d'eau

Les cours d'eau amènent directement les eaux de ruissellement du bassin versant. Ces eaux se chargent en polluants, nutriments et éléments traces, en matière organique et en particules sédimentaires. Comme les rejets de station d'épuration, l'apport en matière organique risque de produire l'eutrophisation du milieu. Et, les éléments traces et autres polluants peuvent s'accumuler dans les organismes.

iv. Les zones aquacoles

Les fermes aquacoles enrichissent le milieu par l'apport des fèces et d'excédents alimentaires venant des cages entraînant un apport de matière organique associée à un apport de nutriments. Ces nutriments peuvent être à l'origine d'une formation d'une couche visqueuse (le mucilage) qui agit directement sur les organismes suspensivores en les empêchant de se nourrir et risque d'entraîner des périodes d'hypoxie voire d'anoxie (Gili *et al.*, 2014). La matière organique peut également générer l'eutrophisation du milieu.

v. L'eutrophisation

L'eutrophisation est donc le principal phénomène engendré par l'apport de substances étrangères essentiellement de la matière organique et des nutriments.

C'est un phénomène complexe montrant d'abord une augmentation de la production primaire, du métabolisme bactérien, des brouteurs et des détritivores. Après ces augmentations, si le phénomène se poursuit, les conditions d'anoxie apparaissent, provoquant la mort massive des organismes macrobenthiques et créant des zones azoïques (Heip, 1995).

e. Les influences physiques et chimiques conjuguées

Les ancrages, organisés ou forains, peuvent être considérés comme une perturbation physique et un stress chimique du milieu conjugué.

La perturbation physique est due aux frottements de la chaîne de fixation ou de l'ancre. Ces frottements entraînent les mêmes conséquences que le chalutage, c'est-à-dire une remise en suspension de la couche sédimentaire superficielle.

Les ancrages peuvent également être reconnus comme une pollution chimique indirecte. En effet, le fait que l'embarcation reste un certain temps sans

bouger, peut selon les cas entraîner un apport de macro-déchets, d'eaux usées contenant des matières organiques, des détergents,

La différence entre les zones de mouillages organisées et d'ancrages forains est l'étendue de l'influence physique : en mouillage organisé, la chaîne de fixation agit toujours sur la même zone sédimentaire ; tandis qu'en mouillage forain, comme les ancres sont jetées librement, les chaînes d'ancre perturbent au final une plus large zone sédimentaire.

4. Le macrobenthos de substrats meubles

Le mot macrobenthos est une association de deux termes : "macro" faisant référence à la taille et "benthos" au lieu de vie. "Macro" se définit comme étant un *"préfixe d'origine grec signifiant grand"*. Par ce préfixe, ces macro-organismes se différencient des organismes plus grands, les méga-organismes dont la taille est supérieure à 5 cm et des organismes plus petits constituant les micro-organismes (taille <63 μm) ou les méio-organismes (taille comprise en 63 μm et 0.5 ou 1 mm) (Tableau 1-2, Colonnes 1 et 2). Le réseau benthique ou REBENT définit le "benthos" comme étant *"l'ensemble des organismes vivant en relation étroite avec les fonds subaquatiques. On distingue le benthos végétal ou phytobenthos du benthos animal ou zoobenthos. Par ailleurs, la faune située en surface (épifaune) qui peut être fixée ou libre se différencie de celle qui vit à l'intérieur du sédiment (endofaune)"*. Ces êtres vivants peuvent vivre sur des fonds durs (benthos de substrats durs) ou sur des fonds meubles (benthos de substrats meubles). Selon la norme ISO 16665 (ISO, 2005), la macrofaune benthique représente *"les animaux de grandes profondeurs retenus dans un tamis d'une maille de 0.5 mm ou 1 mm d'ouverture de maille"* et la faune des fonds meubles est *"l'ensemble des animaux vivants sur les sédiments des fonds meubles ou entièrement/partiellement enterrés dans ceux-ci"*.

Dans la suite de ce travail et en fonction des définitions précitées, le macrobenthos de substrats meubles, souvent nommé macrobenthos et habituellement utilisé comme synonyme de macrofaune benthique, fait référence à l'ensemble des invertébrés vivants sur les sédiments meubles ou partiellement voire totalement enterrés dans ces derniers. (Méthodologiquement, il s'agit des organismes retenus par une maille

d'ouverture de 1 mm ; de ce fait, la mégafaune benthique est prise en compte dans les suivis macrobenthiques, même si elle est rarement échantillonnée lors de prélèvements visant le macrobenthos).

Donc, les classes faunistiques se caractérisent par la taille mais également par les taxons généralement présents (Tableau 1-2, Colonne 3). Dans le cas du macrobenthos de substrats meubles, les principaux taxons présents sont les annélides polychètes, les crustacés amphipodes, les mollusques et les échinodermes. Dans une moindre mesure, il est possible de rencontrer des annélides oligochètes, des crustacés isopodes, tanaïdacés, décapodes ou ostracodes, des nématodes, des némertes, des plathelminthes et des sipunculien.

Tableau 1-2: Classes faunistiques en fonction de la taille et en fonction des principaux taxons appartenant à ces classes (D'après Gray et Elliott (2009)).

	Taille (µm)	Taxons d'invertébrés
Microfaune	<63	Ciliés, Rotifères
Méiofaune	63-(500-)1000	Foraminifères, Nématodes, Oligochètes
Macrofaune	>1000	Polychètes, Crustacés, Mollusques, Echinodermes
Mégafaune	>5000	

Comme mentionné ci-dessus, le macrobenthos de substrats meubles appartient à différents groupes taxonomiques. Ces ensembles sont variés et peuvent être composés d'un nombre élevé d'espèces différentes. Au niveau mondial, l'abondance totale de ces groupes taxonomiques a été estimée au cours du temps de manière plus ou moins précise. En 1987, Brunel estime l'abondance des annélides, des crustacés et des mollusques entre 10^4 - 10^5 espèces décrites. Tandis qu'en septembre 2014, WORMS recense 193 539 espèces marines non fossiles, les crustacés étant le taxon dominant (53 191 espèces soit 27.48 %) suivi des mollusques (44 353 espèces ou 22.92 %). Les annélides représentent 12 655 espèces soit 6.54 % du règne animal marin (WORMS, 2014). Ces nombres augmentent de jour en jour par l'amélioration des connaissances mais également par le développement des moyens d'études de zones pouvant être de plus en plus reculées. En octobre 2015, WORMS recense 195 680 espèces marines non fossiles dont le nom est accepté (WORMS, 2015). Cela représente une augmentation de la diversité de 2 141 espèces marines non fossiles

acceptées en une année. La diversité des crustacés augmente de 184 espèces, celle des mollusques de 854 espèces et celle des annélides de 207 espèces.

Cette variété taxonomique est naturellement liée à une grande variété morphologique (présence d'un panache, d'une mâchoire, de gnathopodes, de branchies, ...) et une variété des régimes alimentaires. En effet, le macrobenthos trouve sa nourriture à partir de trois compartiments différents : le sédiment, l'interface eau-sédiment ou la colonne d'eau. Le tableau 1-3 reprend les différents régimes alimentaires possibles ainsi que la nature et l'état de la nourriture et le rapport de taille entre la nourriture et les macroinvertébrés (grand ou petit) (Grall et Hily, 2003).

Tableau 1-3: Classification trophique. Régimes alimentaires, environnement associé, nature de la nourriture et son état ainsi que le rapport de taille (Grall et Hily, 2003).

	Environnement	Nature	Etat	Rapport de taille
Carnivores	indifférent	animal	vivant	macrophage
Nécrophages	indifférent	animal	mort	macrophage
Herbivores	interface	végétal	vivant	macrophage
Détritivores	interface	animal/végétal	mort	macrophage
Suspensivores	colonne d'eau	animal/végétal	vivant/mort	microphage
Dépositivores sélectifs	interface	animal/végétal	vivant/mort	microphage
Dépositivores non sélectifs	sédiment	animal/végétal	vivant/mort	microphage
Microbroueteurs	interface	animal/végétal	vivant	microphage

Word (1979) quant à lui parle plutôt de mode trophique à la place de régime alimentaire. Seuls quatre modes trophiques sont définis en fonction de la taille des particules consommées, du lieu de capture de la nourriture, de son moyen d'obtention et du lieu de vie des organismes. Ces groupes trophiques sont : le groupe I correspondant aux organismes se nourrissant dans la colonne d'eau, le groupe II constituant les détritivores de surface, le groupe III, les dépositivores de surface et les organismes du groupe IV se nourrissant sous le sédiment (dépositivores de sub-surface) en condition d'anaérobie et pouvant être considérés comme indicateurs de pollution ; ce sont les espèces dites "anaérobies" (Word, 1979; 1980; 1990).

Le macrobenthos possède également une large distribution : il est présent depuis la surface jusqu'aux grandes profondeurs ainsi que sous toutes les latitudes (e.g. : Hessler et Jumar, 1974; Duineveld *et al.*, 1991; Gerino *et al.*,

1995; Stora *et al.*, 1999; Gage, 2001; Bodil *et al.*, 2011; Carvalho *et al.*, 2013). Néanmoins, selon Snelgrove (1998), sa diversité varie spatialement. La composition des assemblages macrobenthiques varie en fonction des facteurs abiotiques et biotiques définissant des habitats. Les variations macrobenthiques liées à ces habitats seront exposées ci-après, au point de la dépendance du macrobenthos à l'habitat (p. 18).

Grâce aux variétés morphologiques et de zones de vie privilégiées, les organismes macrobenthiques jouent des rôles importants dans les processus au niveau des écosystèmes (Snelgrove, 1998). Ils peuvent modifier la structure sédimentaire par bioturbation, par augmentation de l'oxygénation des couches sédimentaires plus profondes ou par altération de la stabilité sédimentaire. La macrofaune intervient dans les cycles du carbone, de l'azote et de soufre. Ils captent également les particules en suspension dans la colonne d'eau ou à l'interface sédimentaire et jouent un rôle dans le transport de particules (Dauvin *et al.*, 2012). Ils font donc partie intégrante de la chaîne alimentaire en constituant un des premiers maillons.

Tout comme les autres domaines de l'écosystème marin, les communautés macrobenthiques sont menacées par les activités humaines. Comme évoquées précédemment, les perturbations des substrats meubles peuvent être physiques et/ou chimiques. Ces perturbations entraînent des modifications des peuplements macrobenthiques. La pêche par chalutage blesse et tue de nombreux animaux et remue le sédiment. Les apports de substances toxiques des industries et les apports d'engrais peuvent entraîner de l'hypoxie et des enrichissements benthiques par des apports en nutriments, en matières potentiellement cancérigènes et en éléments traces dans les sédiments mais aussi dans la chaîne alimentaire via la bioaccumulation (e.g. Kelly, 1978; El-Rayis *et al.*, 1985; Simas *et al.*, 2001; Monperrus *et al.*, 2005; Magnusson *et al.*, 2006; DelValls *et al.*, 2007; Granberg et Selck, 2007; Cardoso *et al.*, 2009; Cardoso *et al.*, 2012). L'urbanisation côtière entraîne une augmentation des émissaires apportant des particules fines et de la matière organique. L'introduction accidentelle d'espèces "exotiques" qui peuvent entrer en compétition avec les espèces indigènes et même finir par les supplanter modifie les biocénoses. Le réchauffement climatique modifie les températures et donc les aires de répartition des espèces (Snelgrove, 1998). De plus, ces modifications climatiques connues depuis de nombreuses années comme

rappelé par Glémarec (1979) ou Dauvin (1993) peuvent voir leurs effets amplifier par les perturbations humaines.

L'importance du macrobenthos et les différentes influences agissant sur eux font de ces invertébrés des indicateurs de qualité environnementale ou bio-indicateurs. Ces organismes ont l'avantage d'être relativement sédentaires, d'avoir une durée de vie capable d'intégrer les variations environnementales et de posséder des tolérances au stress variables et connues (Dauer, 1993). Ces connaissances ont permis de décrire la succession d'espèces en fonction d'une perturbation. Le modèle le plus connu est celui de Pearson et Rosenberg (1978) qui traduit les changements dans les assemblages macrobenthiques en rapport avec un accroissement de la matière organique (décrit p. 21). Grâce à leur sédentarité, il est également possible de définir des distances par rapport à une source potentielle de perturbations ou encore d'échantillonner un même assemblage benthique au cours du temps (Warwick, 1988).

Basé sur ces études de succession, depuis plusieurs années, en réponse à des demandes des plus hautes instances gouvernementales, de nombreux indices d'évaluation de la qualité écologique du milieu ont été développés et employés de manière plus ou moins répandue. Ces indices ont été développés pour permettre de quantifier la qualité écologique du milieu en une valeur compréhensible par le monde scientifique, les politiques preneurs de décisions environnementales tout comme par le grand public. Certains de ces indices sont basés sur des groupes de polluo-sensibilité tels que l'AMBI (Borja *et al.*, 2000), le M-AMBI (Muxika *et al.*, 2007), le BENTIX (Simboura et Zenetos, 2002), le MEDOCC (Ambrogi *et al.*, 2009; Pinedo *et al.*, 2014), d'autres sur le mode trophique comme l'IT (Word, 1979; 1980; 1990), d'autres encore sur des proportions de groupes comme le BQI (Rosenberg *et al.*, 2004), le BOPA (Dauvin et Ruellet, 2007). Divers articles ou chapitres de livres synthétisent les indices développés (e.g. Diaz *et al.*, 2004; Pinto *et al.*, 2009; Abbasi et Abbasi, 2012; Birk *et al.*, 2012).

5. La dépendance du macrobenthos à l'habitat

Un habitat est un lieu où une espèce ou une population vit à l'état naturel. Il est défini par des interactions entre facteurs abiotiques (profondeur, type sédimentaire, courantologie, température, salinité, ...) et biotiques (relation proie-prédateur, symbiose, ...). Ces différents facteurs influencent la répartition des organismes macrobenthiques en créant des conditions de vie particulières. Suivant l'échelle spatiale considérée, les facteurs agissant de manière préférentielle sont variables. A grande échelle spatiale, les facteurs abiotiques à caractères climatiques (éclairage, température, latitude) vont principalement influencer les répartitions des organismes et définir des aires de répartition géographique. Il est bien connu que les espèces tropicales ne sont pas les mêmes que les espèces polaires ou de régions tempérées. Chaque taxon possède sa propre aire de répartition. A une échelle moindre, ces aires peuvent naturellement se chevaucher créant des assemblages macrobenthiques en chaque lieu. Dans l'assemblage d'une région, il est dès lors possible de trouver des organismes d'origines variées. Par exemple, en Méditerranée, il y a des différences d'assemblages entre les secteurs en fonction de l'origine des macroinvertébrés. Dans le cas du secteur central du bassin occidental de la Méditerranée, le macrobenthos se compose d'espèces endémiques à la Méditerranée, d'espèces d'origine atlantico-méditerranéenne et d'espèces subtropicales (Pérès et Picard, 1964; Pérès, 1967). Ces origines sont liées aux diverses phases de formation de la Méditerranée (Bas, 2009; Coll *et al.*, 2010; Coll *et al.*, 2012). Par ailleurs, les dernières espèces arrivées (par exemple : selon Boudouresque (1999), *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) ou selon Simboura *et al.* (2010), *Pseudopolydora paucibranchiata* (Okuda, 1937) et *Chaetozone corona* Berkeley & Berkeley, 1941, ...), des espèces "exotiques", ont été introduits accidentellement par l'homme (Bianchi et Morri, 2000). A petite échelle, les principaux facteurs qui vont influencer la répartition du macrobenthos sont d'origine abiotique mais non climatique et biotique. Les facteurs abiotiques les plus connus sont la profondeur et le type sédimentaire complétés par des facteurs édaphiques (courants de fonds ou superficielles, actions des vagues, turbidité de l'eau, apports d'eaux douces, salinité, apports sédimentaires, nature chimique du sédiment). Les facteurs biotiques sont en liaison avec des particularités structurantes d'organismes comme les algues calcaires ou les

bryozoaires, les relations "proie-prédateur" et l'arrivée massive d'espèces (Pérès et Picard, 1964). Par exemple, sur base de la salinité, les assemblages macrobenthiques estuariens sont différents des assemblages côtiers et océaniques. Le Golfe du Lion, constituant le delta du Rhône, est un bon cas de zone particulière. Le Rhône entraîne des fluctuations liées aux apports fluviaux concernant la salinité, le sédiment et les nutriments. Ces derniers sont emportés par les courants dominants sur l'ensemble du Golfe. Son influence est donc vaste et se fait sentir sur le macrobenthos de substrats meubles. Il existe quatre communautés macrobenthiques dont des variations temporelles de composition ont été mises en évidence et étudiées entre autres par Labruno *et al.* (2007) et Bonifacio (2015). En zone côtière, l'étagement bathymétrique de vie se base sur la profondeur et donc la limite de pénétration de la lumière visible : par exemple, la limite de l'étage infralittoral est située à environ 40 m de profondeur, limite de vie des magnoliophytes marines *Posidonia oceanica* (L.) Delile 1813. Au cours de ce travail, cet étage de l'infralittoral constitue la zone principalement échantillonnée complétée par de rares incursions dans l'étage du circalittoral supérieur soit jusqu'à environ 50 m de profondeur. Le choix de considérer cette zone est lié au fait que la majorité des espèces se rencontre entre la surface et 50 m de profondeur (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2010) et que les influences se font principalement sentir en zone côtière.

Donc les organismes macrobenthiques sont influencés par les facteurs biotiques et abiotiques. Que ce soit pour le macrobenthos de substrats meubles ou ceux de substrats durs, ces influences ont permis de définir des préférences de milieux de vie ou inféodation depuis de très nombreuses années. Ces préférences sont à l'origine de la définition des biocénoses de Pérès et Picard (1964) qui n'en étaient déjà pas à leur première description. Néanmoins, à très petite échelle spatiale où il existe une haute variabilité naturelle des habitats, il est rare d'avoir une seule et même biocénose en un endroit et les assemblages macrobenthiques sont en général constitués d'un mélange de faune venant de diverses biocénoses (Pérès et Picard, 1964). Cependant, il est possible que la présence de certaines espèces renseigne sur des particularités de l'habitat. Il s'agit alors d'espèces dites remarquables ou emblématiques. C'est le cas de l'amphioxus ou *Branchiostoma lanceolatum* (Pallas, 1774) qui renseigne de la présence de sables grossiers à courant de fonds, étant un habitat d'intérêt communautaire (habitat en danger ou de faible étendue ou représentatif d'une région et d'une diversité).

Depuis cette "présentation-bible" de Pérès et Picard (1964), de nombreuses actualisations de ces biocénoses benthiques ont vu le jour dont la dernière en date est celle de Michez *et al.* (2014). Ces classifications ont permis de définir un certain nombre d'habitats aux définitions intercalibrées comme les habitats du système EUNIS (Davies *et al.*, 2004; Galparsoro *et al.*, 2012) ou ceux développés par le Museum d'Histoire Naturelle dont la dernière version est celle de Michez *et al.* (2014). Ces larges habitats rendent possible des cartographies à grandes échelles. Mais pour le macrobenthos de substrats meubles en Corse, la résolution cartographique actuelle de ces systèmes n'est pas suffisamment fine pour être appliquée à une haute variabilité naturelle des substrats à petite échelle spatiale et du mélange des biocénoses. Avec la résolution spatiale actuelle, plusieurs stations de substrats meubles sont cartographiées dans d'autres habitats aussi éloignés que peut être l'herbier de Posidonies. Certes, les biocénoses benthiques définies ne peuvent être employées directement mais les inféodations aux milieux de vie décrites par les divers auteurs serviront dans la caractérisation des habitats et des stations échantillonnées au cours de cette étude.

Donc, suivant l'échelle spatiale considérée, le milieu peut être constitué d'habitats homogènes ou des plus hétérogènes. Et, malgré une homogénéité apparente à grande échelle, une hétérogénéité à petite échelle peut exister dû à la coexistence de plusieurs habitats (Borja *et al.*, 2010). Selon entre autres ces auteurs, comme certains indices sont spécifiques de l'habitat, il est possible que la qualité générale d'une zone varie en fonction de l'habitat échantillonné et de la présence éventuelle de perturbations locales. Donc, à petite échelle spatiale, il est possible de mettre en évidence des variations de statut de qualité écologique masquées lorsque les observations sont effectuées à grande échelle.

Selon les caractéristiques des habitats, en plus d'être associées à des biocénoses, Pérès et Picard (1964) ont montré que les habitats peuvent être naturellement pauvres ou naturellement riches en organismes macrobenthiques. Par exemple, les sables fins sont naturellement riches tandis que les sables grossiers à courant de fond sont naturellement pauvres. Même si le principe général de réaction à une perturbation est identique, les peuplements associés à ces habitats pauvres ou riches ne se comportent pas de la même manière en présence d'un dérèglement physique ou chimique et ne

peuvent donc pas être comparés directement entre elles. Néanmoins, jusqu'à présent, la plupart des indices biotiques ne tiennent pas compte de ces caractéristiques différentes. Pourtant, il serait intéressant de comparer les peuplements en tenant compte de ces particularités populationnelles liées à l'habitat. En effet, comparer un peuplement d'une biocénose naturellement riche avec celui d'une biocénose naturellement pauvre sur base d'une même référence entraîne une mauvaise évaluation de la qualité écologique d'un des peuplements étudiés. Un peuplement sera qualifié en bon état et l'autre en mauvais état mais si des références propres avaient été considérées, les deux auraient pu être évalués dans le même état écologique. Cette prise en compte de l'habitat revient à comparer des peuplements d'un même habitat entre eux, de les classer par perturbations plus ou moins influentes et de définir des références de bonnes et de mauvaises conditions. Depuis peu, comme montré par divers auteurs dont de Paz *et al.* (2008), Simboura et Reizopoulou (2008), Teixeira *et al.* (2008), cette dépendance pour l'habitat est prise en considération pour le calcul du M-AMBI (AMBI multivarié proposé par Muxika *et al.* en 2007) en milieu estuarien. En effet, dans ce milieu, de grandes variabilités spatiales des paramètres environnementaux existent et considérer les mêmes références saines ou mauvaises pour l'ensemble d'un estuaire est très difficile voire impossible. En milieu côtier, il existe également des variations des habitats mais jusqu'à présent peu prises en considération dans le calcul de la qualité écologique d'un site. Connaître les habitats et les peuplements associés permette d'utiliser au mieux le M-AMBI qui utilise la richesse et la diversité. Des conditions de référence adaptées à chaque habitat permettent de qualifier le peuplement en fonction des conditions naturelles de ce dernier. De plus, posséder des conditions de référence constantes pour un même habitat facilite les comparaisons dans l'espace et le temps entre stations d'un même habitat mais également entre habitats. En effet, comme les références sont adaptées à chaque habitat, les statuts écologiques définis tiennent compte des variations naturelles des caractéristiques populationnelles des habitats et sont donc comparables.

6. Le Paradigme de Pearson et Rosenberg

L'effet de l'apport de matière organique sur le macrobenthos a été décrit qualitativement par Pearson et Rosenberg (1978) et constitue une des "description-bible" pour le macrobenthos de substrats meubles. Cette

description est valable pour une variation spatiale et une modification temporelle. Ce modèle SAB (species-abundance-biomass) décrit les changements dans la richesse spécifique, l'abondance et la biomasse de la macrofaune benthique le long d'un gradient d'enrichissement en matière organique (Figure 1-3). Tant que l'apport de matière organique est faible, la richesse spécifique et la biomasse augmentent légèrement. Passé un certain niveau de concentration en matière organique, la richesse spécifique et la biomasse chutent. Les espèces opportunistes profitent de cette situation pour dominer en abondance et en biomasse. Cela correspond au pic des abondances et au second pic de la biomasse. Lorsque les opportunistes rencontrent une situation extrême, avec absence d'oxygénation des couches les plus superficielles du sédiment, ils ne peuvent survivre et le milieu devient anoxique et finalement azoïque. La couche sédimentaire oxygénée diminue donc d'épaisseur au fur et à mesure de l'augmentation de l'apport en matière organique.

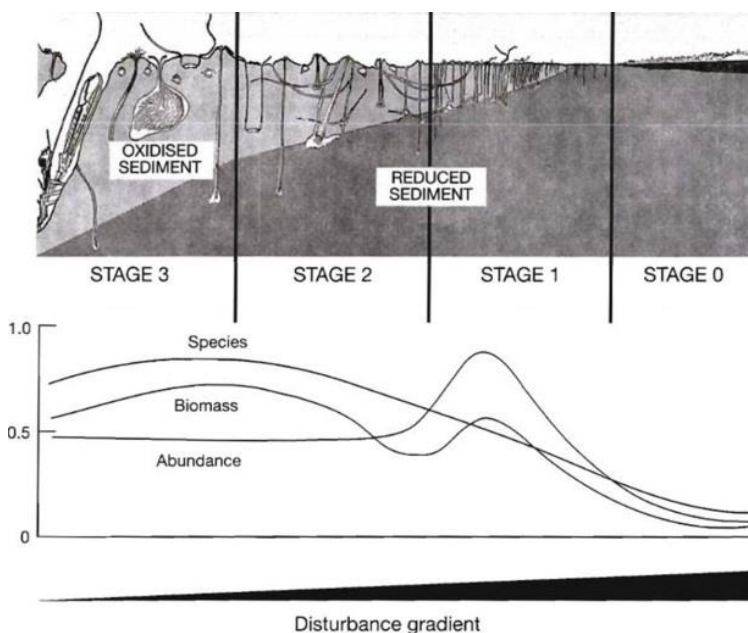


Figure 1-3: Distribution des étapes de succession de la faune benthique le long d'un gradient d'augmentation de perturbation environnementale (de droite à gauche) (d'après Pearson et Rosenberg, 1978). Les images de profil sédimentaire assignées aux étapes sont montrées au-dessus du modèle général, le sédiment oxygéné est en gris clair et le sédiment réduit et en gris foncé. Le graphe du bas montre les changements généraux dans la richesse spécifique (Species), l'abondance (Abundance) et la biomasse (Biomasse - d'après Pearson et Rosenberg (1978), repris de Nilsson et Rosenberg (2000)).

7. Les principaux indices biotiques

La majorité des indices biotiques sont basés sur les abondances taxonomiques et nécessitent une identification au niveau spécifique "espèce". Ces indices permettent d'avoir une vue globale de la situation concernant le peuplement macrobenthique échantillonné à une station et de l'interpréter au plus juste. Le but de ces indices est donc la qualification d'un peuplement macrobenthique associé à la station étudiée. Cette qualification permet de déterminer un statut de qualité écologique de l'environnement de cette station. Néanmoins, le caractère biologique utilisé varie en fonction des indices et permet de distinguer de grandes familles d'indices.

La première famille d'indices considérée est celle utilisant des valeurs de sensibilité à la pollution ou polluo-sensibilités. Cinq groupes de polluo-sensibilités ont été définies par Hily (1984) :

1. le groupe I est composé d'espèces très sensibles à l'enrichissement en matière organique (crustacés du genre *Bathyporeia* Lindtröm, 1855, échinodermes du genre *Astropecten* Gray, 1840 ou polychètes du genre *Aricidea* Webster, 1879, ...);
2. le groupe II contient des espèces indifférentes à la présence de matière organique (mollusques du genre *Natica* Scopoli, 1777, polychètes du genre *Glycera* Savigny, 1818, ...);
3. le groupe III, des espèces tolérantes à la matière organique, naturellement présentes dans les milieux vaseux, mais en grande quantité est signe d'un déséquilibre (mollusques du genre *Abra* Lamarck, 1818, polychètes du genre *Eteone* Savigny, 1818, ...);
4. le groupe IV regroupe les espèces opportunistes du second ordre (mollusque *Corbula gibba* (Olivi, 1792), polychètes des genres *Chaetozone* Malmgren, 1867, *Cirratulus* Lamarck, 1818, ...);
5. le groupe V, les espèces opportunistes du premier ordre (ostracodes du genre *Nebalia* Leach, 1814, Oligochètes, polychètes du genre *Capitella* Blainville, 1828, ...).

Ces groupes sont reliés au modèle du Paradigme de Pearson et Rosenberg (1978). En 2000, Borja *et al.* ont développé l'AZTI Marine Biotic Index ou AMBI, indice basé sur ces cinq groupes de polluo-sensibilités. Au pourcentage de

chaque groupe est associé un facteur de pondération défini comme le poids de la contribution de chaque groupe (Grall et Coïc, 2006) et l'ensemble donne une valeur variant entre 0 et 7. En fonction du résultat obtenu, Borja *et al.* (2000) ont défini une échelle de cinq classes de statut de qualité écologique. En se basant uniquement sur des proportions des groupes de sensibilité, cet indice ne peut pas tenir compte des habitats et des variabilités naturelles de caractéristiques biologiques des peuplements présents. Pour pallier aux difficultés rencontrées et tenir compte des exigences de la DCE, Borja *et al.* (2003, 2004) ont proposé d'incorporer la diversité et la richesse dans le calcul d'un ratio de qualité écologique (EQR). En 2007, Muxika *et al.* (2007) ont amélioré cette démarche pour obtenir l'AMBI multivarié ou M-AMBI. C'est une analyse factorielle dont le résultat varie entre 0 et 1. En fait, cet indice revient à une comparaison de peuplements entre eux et en fonction de valeurs de référence de bonne et mauvaise conditions populationnelles (peuplements virtuellement créés). Au début, ces valeurs de référence étaient définies pour l'ensemble des peuplements échantillonnés dans une étude. Borja *et al.* (2008) recommandaient l'emploi d'au moins 50 échantillons pour limiter les variations dans les valeurs de qualité écologique (= Ecological Quality Ratio ou EQR). Ces conditions sont toujours identifiées par défaut par le programme de calcul de l'indice. Dans ce cas, elles sont variables d'étude en étude et dépendent du nombre de peuplements pris en considération. Dans le cadre de la DCE, une définition de conditions de référence pour les indices employés était nécessaire par masse d'eau préalablement définie. Depuis, l'idée d'adapter ces conditions aux zones considérées ou aux habitats estuariens s'est développée. Dans ce cas, elles sont constantes au cours du temps et indépendantes du nombre de peuplements envisagés dans l'étude. Néanmoins, l'identification de ces valeurs de référence nécessite l'emploi d'un grand nombre de peuplement pour chaque habitat ou zone considérée afin de tenir compte de la plus grande variabilité populationnelle déjà rencontrée.

Toujours dans cette famille d'indice, le BENTIX (Simboura et Zenetos, 2002) et le MEDOCC (Ambrogi *et al.*, 2009; Pinedo *et al.*, 2014) sont basés sur ces mêmes groupes de polluo-sensibilités mais arrangés en classes moins nombreuses. Le BENTIX prend en considération deux classes de sensibilité : le groupe sensible (groupe I et II de Hily (1984)) et le groupe tolérant (groupe III, IV et V). Il différencie les cas généraux des milieux vaseux. Le MEDOCC

considère quatre groupes : les espèces sensibles (GI), les espèces indifférentes (GII), les espèces tolérantes (GIII) et les espèces opportunistes (GIV).

La seconde famille d'indices tient compte du mode trophique de la macrofaune. Quatre groupes sont identifiés selon Word (1979) :

1. le groupe 1 ou détritivores macrophages suspensivores, se nourrissant à partir de la colonne d'eau ;
2. le groupe 2 ou détritivores microphages de surface, se nourrissant à l'interface eau-sédiment ;
3. le groupe 3 ou déposivores macrophages, se nourrissant dans la couche sédimentaire oxygénée ;
4. le groupe 4 ou espèces inféodées au milieu anaérobie, se nourrissant dans les couches sédimentaires anoxiques.

L'indice associé est l'indice trophique dont le calcul est basé sur les proportions pondérées de chacun des groupes trophiques. Le résultat donne une valeur variant entre 0 et 100. Plus cette valeur est haute plus le milieu est sain. Bascom *et al.* (1978) ont associé la valeur du résultat à la présence d'une perturbation et établit trois catégories de milieux :

- un milieu fortement perturbé $IT < 30$;
- un milieu moyennement perturbé $30 \leq IT \leq 60$;
- un milieu sain $IT > 60$.

La troisième famille utilise des espèces ou groupes d'espèces indicatrices. L'Indice de Qualité du Milieu ou Benthic Quality Index (BQI ; Rosenberg *et al.*, 2004) en fait partie. Cet indice se base sur la méthode de raréfaction de Hulbert pour définir la sensibilité des espèces face à une perturbation et tient compte de l'abondance et de la diversité du peuplement échantillonné. Le BOPA (Dauvin et Ruellet, 2007) est un autre indice de cette famille. Il tient compte de la présence des polychètes opportunistes et des amphipodes qui sont très sensibles à la pollution à l'exception du genre *Jassa* Leach, 1814. Le rapport entre ces deux groupes permet de calculer une valeur de qualité écologique pouvant être traduit en statut de qualité écologique existant à une station. Les auteurs ont défini les valeurs seuil de chaque statut de qualité écologique.

Récemment, Borja *et al.* (2015) ont réalisé une étude dans le but de classer objectivement les indices en fonction des pressions pour lesquelles ils sont applicables et les zones géographiques où ils sont utilisables. De leur étude, il ressort que l'AMBI et le M-AMBI sont les meilleurs indices permettant des comparaisons entre zones géographiques. De plus, ils présentent l'avantage de pouvoir être calculés sur base des abondances ou des biomasses (Borja *et al.*, 2015).

Mais quels que soient les groupes ou proportions pris en considération, l'indice associé possède des désavantages dont être la finalité d'études longues ou nécessitant parfois des adaptations en fonction des zones biogéographiques (Dauvin *et al.*, 2012).

De plus, la majorité des indices employés dans l'évaluation de la qualité écologique nécessite une identification au niveau taxonomique "espèce". Pour gagner en temps et en efficacité, des adaptations des indices les plus couramment employés, l'AMBI et le M-AMBI, commencent à voir le jour en prenant en compte soit des niveaux d'identification supérieurs (Dimitriou *et al.*, 2012; Forde *et al.*, 2013; Tweedley *et al.*, 2014) soit la production et la biomasse (Warwick *et al.*, 2010; Muxika *et al.*, 2012) soit d'autres composants des organismes comme des composants génétiques (Aylagas *et al.*, 2014; Cai *et al.*, 2014). Quelques indices ont été développés directement en utilisant le concept de suffisance taxonomique (Ellis, 1985 ; concept où l'utilisation d'une identification à un niveau supérieur à l'espèce permet de garder les informations biologiques correctes) comme le BITS spécifique aux lagunes (Mistri et Munari, 2008; Munari *et al.*, 2009) ou le BOPA (Dauvin et Ruellet, 2007). Il est également possible d'utiliser d'autres caractères des organismes comme les traits biologiques (e.g : Bremner *et al.*, 2006; Marchini *et al.*, 2008; Paganelli *et al.*, 2012). En effet, Bremner *et al.* (2003) ont montré qu'un changement dans les espèces n'est pas spécialement relié à un changement dans le fonctionnement de l'écosystème. La structure fonctionnelle peut rester la même avec des assemblages macrobenthiques différents. Les deux approches, basées sur les abondances et sur les traits, semblent donner des informations complémentaires. En effet, l'approche fonctionnelle permet d'obtenir des informations sur les traits affectés par une influence et renseigne sur les causes des changements structurelles (Culhane *et al.*, 2014).

L'application de la suffisance taxonomique au calcul du M-AMBI a été retenue dans le cadre de cette étude.

8. La suffisance taxonomique

La suffisance taxonomique (TS) a été introduite par Ellis en 1985. Elle se définit comme : "*the concept that in project organisms must be identified to a level (species, genera, family, etc.) which balances the need to indicate the biology (including for example such matters as diversity) of organisms present with accuracy in making the identifications. Identifications are sufficient in a particular assessment if they are accurate to a level which matches the need for information*". En d'autres termes, la suffisance taxonomique est "*the identification of taxa to taxonomic levels higher than species without significant loss of information in detecting changes in assemblages exposed to environmental stress*" (Terlizzi *et al.*, 2003).

Cette méthode possède de nombreux avantages tels que :

1. l'apprentissage de l'identification plus aisé et plus rapide au niveau taxonomique supérieur à l'espèce (Dauvin *et al.*, 2003) ;
2. l'ouverture de l'étude du macrobenthos à un plus large public, palliant ainsi le manque de plus en plus marqué de scientifiques compétents dans le domaine de la taxonomie de la macrofaune benthique (Maurer, 2000; Boero, 2001) ;
3. le lissage des variabilités naturelles d'espèces de même sensibilité car l'effet d'une perturbation agit au niveau des proportions des taxons présents dans un peuplement (Ferraro et Cole, 1990; Dauvin *et al.*, 2003) ;
4. la diminution du coût et de la durée d'une analyse à l'aide de cette méthode par rapport à une analyse jusqu'à l'espèce, du fait de l'identification plus rapide et aisée (Dauvin *et al.*, 2003).

Mais la suffisance taxonomique possède également des inconvénients tels que :

1. l'approximation du niveau de polluo-sensibilité de la majorité des niveaux d'identification supérieurs à l'espèce pouvant entraîner des variations au niveau de la valeur de l'indice biotique calculé (Dauvin *et al.*, 2003; De-La-Ossa-Carretero *et al.*, 2012) ;

2. la nécessité de la connaissance préalable de la zone d'étude, de la biologie et l'écologie des espèces présentes sur zone pour permettre l'évaluation de la faisabilité de ce concept dans la zone concernée (James *et al.*, 1995; Terlizzi *et al.*, 2003; Bouchard *et al.*, 2005);
3. un risque de perte progressive de l'expertise actuelle dans ce domaine (Terlizzi *et al.*, 2003);
4. une meilleure efficacité lorsque la zone est homogène, la communauté uniforme et les genres ou familles constituées d'un petit nombre d'espèces (James *et al.*, 1995; Somerfield et Clarke, 1995) assurant une faible variabilité dans les valeurs de sensibilité possible.

Des avantages et inconvénients cités ci-dessus, il ressort que la suffisance taxonomique est un compromis entre la difficulté des identifications et la perte d'informations liée à une identification à un niveau taxonomique supérieur à l'espèce (Terlizzi *et al.*, 2003). Ce compromis doit permettre d'obtenir une estimation de l'état écologique général d'un assemblage macrobenthique et donc du milieu. Néanmoins, cette méthode peut être incontournable pour les études à échantillonnages non destructifs, quand il y a un manque de connaissances taxonomiques de certains groupes répandus comme les nématodes (Terlizzi *et al.*, 2003). Elle peut cependant être inutilisable pour d'autres études où la variabilité des polluo-sensibilités au sein d'une même famille est grande et entraîne la nécessité d'identifier les individus à l'espèce (Dauvin *et al.*, 2003), quand la zone est peu connue ou dans le cas d'études de descriptions taxonomique ou écologique (Gomez Gesteira *et al.*, 2003; Ajmal Khan, 2006).

Ce compromis évalué au cas par cas et en fonction du but de la recherche (e.g. : Ferraro et Cole, 1990; Dauvin *et al.*, 2003; Gomez Gesteira *et al.*, 2003; Ajmal Khan, 2006; Musco *et al.*, 2011) est lié à la bonne connaissance du milieu et des assemblages macrobenthiques au niveau "espèce" associés (Somerfield et Clarke, 1995). Néanmoins, une évaluation périodique au niveau le plus bas possible est préconisée par plusieurs auteurs dont Musco *et al.* (2011) et Tataranni *et al.* (2009) pour permettre d'évaluer les variations dans les assemblages macrobenthiques et éventuellement mettre en évidence des changements de dominance pouvant être accompagnées de changements de sensibilité et/ou révéler l'apparition de nouvelles espèces.

Jusqu'il y a peu, la suffisance taxonomique était définie par l'intermédiaire de comparaison de méthodes d'ordination tel que les "Multi-Dimensional Scaling" ou MDS et de classement comme le cluster. Ces méthodes permettent de visualiser les changements dans les regroupements des peuplements échantillonnés par comparaison des résultats obtenus aux différents niveaux envisagés. De nombreuses études ont été réalisées de cette manière (e.g. : Warwick (1988); Ferraro et Cole (1990); Ferraro et Cole (1992; 1995); Somerfield et Clarke (1995); Olsgard *et al.* (1997); Rumohr et Karakassis (1999); (De Biasi *et al.*, 2003); Terlizzi *et al.* (2003); Ajmal Khan (2006); Bevilacqua *et al.* (2009); Musco *et al.* (2011); Bevilacqua *et al.* (2012); De-La-Ossa-Carretero *et al.* (2012),...). Pour compléter ces méthodes, il est possible de calculer une perte d'information entre un niveau et le niveau précédent ainsi qu'un rapport coût/bénéfice entre un niveau et le niveau d'identification "espèce" (Karakassis et Hatziyanni, 2000; Lampadariou *et al.*, 2005; Bacci *et al.*, 2009). Ces moyens de calculs permettent d'identifier plus objectivement le niveau d'identification utile. Plus les valeurs de ces paramètres sont faibles, plus la structure populationnelle et les informations obtenues sont proches de celles existantes au niveau d'identification "espèce". Ces paramètres sont habituellement calculés lorsque de nombreux niveaux d'identification taxonomique sont envisagés dans une étude.

Dans la majorité des études précitées, le niveau d'identification "famille" est suffisant pour mettre en avant les modifications d'assemblage dans une zone étudiée. Leurs conclusions sont valables dans le cadre d'un programme de surveillance routinier pour une zone où les assemblages macrobenthiques sont bien connus.

Depuis quelques années, des essais de prise en compte de la suffisance taxonomique dans l'application d'indices écologiques ont été expérimentés. De-La-Ossa-Carretero *et al.* (2012) vise à appliquer le niveau d'identification "famille" au BENTIX pour autant que la communauté soit homogène et que la zone soit connue (afin d'éviter toutes erreurs de classification du statut écologique). Dimitriou *et al.* (2012) calibre l'indice de qualité benthique (BQI) à un emploi au niveau "famille". Forde *et al.* (2013) applique le niveau d'identification "famille" au calcul du M-AMBI dans le cadre de nouvelles zones géographiques en partant du principe que le groupe écologique de sensibilité à la pollution pour une famille est constant entre différentes zones

géographiques. La robustesse des résultats obtenus au niveau "famille" est confirmée par (1) son application en zone d'étude connue et par (2) son application en zone moins connue où ils sont en accord avec les connaissances du milieu.

Autres moyens de simplification de l'identification

Outre, la méthode de suffisance taxonomique, d'autres méthodes sont également employées pour limiter la complexité de l'identification du macrobenthos. La meilleure agrégation possible des espèces ou BestAgg de Bevilacqua *et al.* (2013) est une de ces autres approches de regroupement d'espèces mais elle a comme inconvénient majeur de devoir être évaluée au cas par cas. Elle consiste à regrouper les individus en un nombre minimal de substituts sans tenir compte du type taxonomique, morphologique ou fonctionnel, ... tout en permettant d'obtenir les mêmes résultats que ceux obtenus au niveau "espèce" (Bevilacqua *et al.*, 2013). Dans un premier temps, il est nécessaire de connaître les espèces constituant le peuplement pour évaluer la meilleure agrégation possible. Une autre alternative, proche de la précédente est la substitution taxonomique (Bevilacqua *et al.*, 2012) basé sur l'emploi de traits biologiques, écologiques ou morphologiques mais il est nécessaire de trouver le nombre de groupes suffisant pour l'étude voulue. L'analyse par traits biologiques (BTA) ou par groupes fonctionnels fait partie de ces possibilités tout comme l'emploi d'espèces indicatrices. L'emploi de groupes fonctionnels peut néanmoins fournir des informations complémentaires aux analyses par taxonomie (Conde *et al.*, 2013). Cela ouvre de nouvelles voies dans l'analyse des assemblages macrobenthiques.

9. Objectifs – Problématiques

Depuis de nombreuses années, les scientifiques étudient le milieu marin, réceptacle final de l'ensemble des rejets anthropiques. Ils cherchent à identifier les perturbations (physiques, apports de diverses matières et substances chimiques) et à en évaluer les effets. Malheureusement, une évaluation complète de ces effets sur l'ensemble des océans est financièrement et logistiquement impossible à réaliser. Le chercheur doit donc avoir recours à des zones de plus faible étendue qu'il définit comme modèle. C'est le cas, par exemple, de la mer Méditerranée, mer semi-fermée soumise à de nombreuses influences anthropiques (Béthoux *et al.*, 1999; Lejeusne *et al.*, 2010).

Même au niveau du bassin méditerranéen, il n'est pas des plus aisé de réaliser une étude globale. D'où, les recherches effectuées sur des zones géographiques d'étendue moyenne ou petite. A ces échelles spatiales plus petites, il est possible d'étudier tous les compartiments physiques, chimiques et biologiques dont le macrobenthos de substrats meubles. C'est le cas de la baie de Calvi, aire géographique de faible étendue dont l'étude des différents compartiments a débuté dès 1975. Il s'agit d'une baie oligotrophe, située au Nord-Ouest de la Corse est classifiée comme zone "pristine" où les différentes sources de perturbations anthropiques (embouchure de fleuve, aquaculture, mouillages, émissaire de station d'épuration) sont faibles laissant un écosystème sain (Mazzuca *et al.*, 2013). De plus, son accessibilité est facilitée grâce à la présence de STARESO, station de recherches sous-marines et océanographiques, située au pied de la pointe de la Revellata à l'extrémité Ouest de cette baie. L'ensemble de ces caractéristiques fait de la baie une zone d'étude privilégiée et un site de référence en Méditerranée occidentale. Pour preuve, depuis 2012, elle est reconnue site Atelier par l'Agence de l'eau RMC dans le cadre de la DCSMM (Agence de l'eau RMC, 2012). La présence de STARESO permet également des collaborations étroites avec les spécialistes de divers domaines. Par exemple, une collaboration étroite s'est développée avec l'experte du macrobenthos corse, membre du personnel de la station au point d'être copromotrice de ce travail.

Les assemblages macrobenthiques de substrats meubles sont étudiés pour décrire taxonomiquement ou biologiquement une zone mais également pour qualifier écologiquement l'environnement. Les descriptions biologiques ont

permis de déterminer des préférences de milieux de vie pour certains organismes. Ces préférences ont défini des biocénoses associées à des habitats environnementaux, connus depuis de nombreuses années comme le montre déjà Pérès et Picard en 1964 dans leur "Manuel de Bionomie Benthique de la Mer Méditerranée". La qualification de l'environnement s'appuie sur le calcul d'indices biotiques basés sur certaines caractéristiques des organismes macrobenthiques. Un des indices le plus répandu, le M-AMBI est basé sur des proportions de groupes de polluo-sensibilités via la valeur de l'AMBI, de la diversité et de la richesse spécifique du peuplement échantillonné. Dans son calcul, il nécessite l'identification de bonne et mauvaise caractéristiques macrobenthiques traduisant de bonne et mauvaise conditions environnementales. Actuellement, dans la majorité des études, ces conditions de référence ne tiennent pas compte des caractéristiques populationnelles naturellement variables en fonction de l'habitat mais uniquement de valeurs pour une zone géographique ou masse d'eau. Depuis quelques années, en milieu estuarien, divers auteurs (e.g. : de Paz *et al.* (2008); Simboura et Reizopoulou (2008); Teixeira *et al.* (2008)) ont néanmoins reconnu que le M-AMBI dépend de l'habitat et qu'il est nécessaire de développer des conditions de référence en fonction de ce dernier. Par contre, cette dépendance n'est que très peu considérée en milieu côtier. Pour pallier à ce manque, le **premier** objectif est la mise au point d'un indice, basé sur le M-AMBI, qui tient compte des peuplements et de l'habitat. La première étape est donc la définition des habitats existants sur le pourtour Corse. La seconde étape est la définition des conditions de référence pour chaque habitat identifié.

L'étude du macrobenthos est constituée de différentes étapes, allant de l'échantillonnage à l'analyse des abondances taxonomiques en passant par le tri, l'identification et le dénombrement des organismes macrobenthiques. L'ensemble de ces étapes fait qu'une étude du macrobenthos de substrats meubles est consommatrice de temps, surtout les phases de tri et d'identification. La durée de telles études, la précision d'identification spécifique demandée et les compétences nécessaires sont leurs principaux inconvénients. En effet, de plus en plus de jeunes scientifiques sont rebutés par la précision demandée en taxonomie et donc les experts partant en retraite sont rarement remplacés (Maurer, 2000; Boero, 2001). Mais, pour pallier à ces désavantages et ne pas perdre les informations fournies par ces organismes, différentes recherches ont porté sur les moyens de simplification

méthodologique dont un des axes se base sur le principe de suffisance taxonomique proposé par Ellis (1985). Ce principe vise à identifier un niveau d'identification supérieur à l'espèce sans perte significative d'informations biologiques et/ou écologiques. Il se veut plus rapide, moins spécifique et accessible à un grand nombre de personnes moins spécialisées. Certes, la connaissance approfondie du peuplement macrobenthique de substrats meubles d'une zone est utile dans une étude descriptive mais une vue d'ensemble est intéressante dans le cadre d'un suivi à long terme (Dauvin *et al.*, 2003; Gomez Gesteira *et al.*, 2003; Ajmal Khan, 2006). Le **deuxième** objectif de cette étude est donc de définir le niveau d'identification taxonomique suffisant pour obtenir des informations écologiques en accord avec celles obtenues au niveau d'identification "espèce".

Après avoir établi les conditions de référence pour chaque habitat existant sur le pourtour insulaire et évaluer la faisabilité de la limitation de l'identification taxonomique, il est apparu intéressant d'appliquer ces résultats à des données nouvellement acquises et qui constituent le début d'un suivi routinier à long terme. Cette application est le **troisième** objectif de ce travail et consiste à caractériser et qualifier les peuplements macrobenthiques de substrats meubles et les milieux associés présents en baie de Calvi, soumis ou non à des influences anthropiques.

Le **quatrième** objectif est l'intégration de l'ensemble des résultats acquis au sein du fonctionnement générale de l'écosystème "baie de Calvi" dans le but d'une meilleure compréhension des influences humaines.

Les **objectifs** de ce travail sont donc **quadriples** :

1. une prise en considération des caractéristiques populationnelles macrobenthiques des habitats dans la qualification écologique d'un site ;
2. une simplification méthodologique de la phase d'identification taxonomique n'entraînant que de faibles pertes d'informations ;
3. l'application des résultats de l'identification des habitats et des conditions de référence associées ainsi que de la suffisance taxonomique dans le cas d'un suivi routinier en baie de Calvi ;
4. l'intégration dans une vue générale du fonctionnement de l'écosystème "baie de Calvi".

La station de recherches sous-marines et océanographiques, STARESO

STARESO, Station de Recherches Sous-marines et Océanographiques, est une station de recherches basée au bout de la Pointe de la Revellata, à l'extrémité de la baie de Calvi, au Nord-Ouest de la Corse (Figure 2-2). Cette station a été construite dans les années 1970 par l'Université de Liège. Le site a été choisi pour son accès incomparable à la mer et la qualité des eaux et de l'environnement. Elle se situe les pieds dans l'eau, avec un accès direct à la mer et à de nombreux écosystèmes rendant les recherches possibles nombreuses et variées. En effet, les substrats rocheux, meubles, l'herbier à posidonies, la colonne d'eau se trouvent à proximité immédiate de la station et un canyon avec des fonds à plus de 1 000 m de profondeur se situe à environ 2.7 km soit environ 10 min de navigation.

Depuis la fin des années 1980, la station qui reste propriété de l'université de Liège, héberge une société, devenue également depuis décembre 2014 l'institut "STARESO". Cette société non seulement gère et entretient la station mais développe en collaboration avec l'université de Liège, des organismes, institutions, universités corse, français et étrangers, des recherches scientifiques fondamentales et appliquées visant la compréhension de l'évolution naturelle et sous contraintes anthropiques du milieu marin méditerranéen.

De nos jours, STARESO porte diverses activités tels que l'accueil d'un large public et de groupes de scientifiques ; l'accueil de congrès et autres réunions de travail ; la réalisation d'études d'impact principalement sur le pourtour insulaire mais également sur les côtes françaises ou étrangères ; la recherche fondamentale avec comme modèle la baie de Calvi et ses environs proches. En effet, cette baie, par la variété des systèmes rencontrés est un lieu propice pour toutes études spécifiques ou intégrées.

C'est dans cette optique de recherche intégrée que STARESO a développé avec de nombreux partenaires liégeois, français et étrangers le programme STARE-CAPMED visant à faire de l'écosystème "baie de Calvi" une zone de référence pour comprendre les processus y existants et évaluer les influences anthropiques directes et plus globales tels que les changements climatiques sur

ce système (Figure 1-4). Ce programme de recherche est un suivi à long terme, composé de nombreux volets dont celui du macrobenthos de substrats meubles soumis à des influences humaines (embouchure, aquaculture, mouillages, émissaire) ou d'espèces invasives (effet de la présence de la Caulerpe *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman & Boudouresque, 2003 sur les assemblages macrobenthiques).

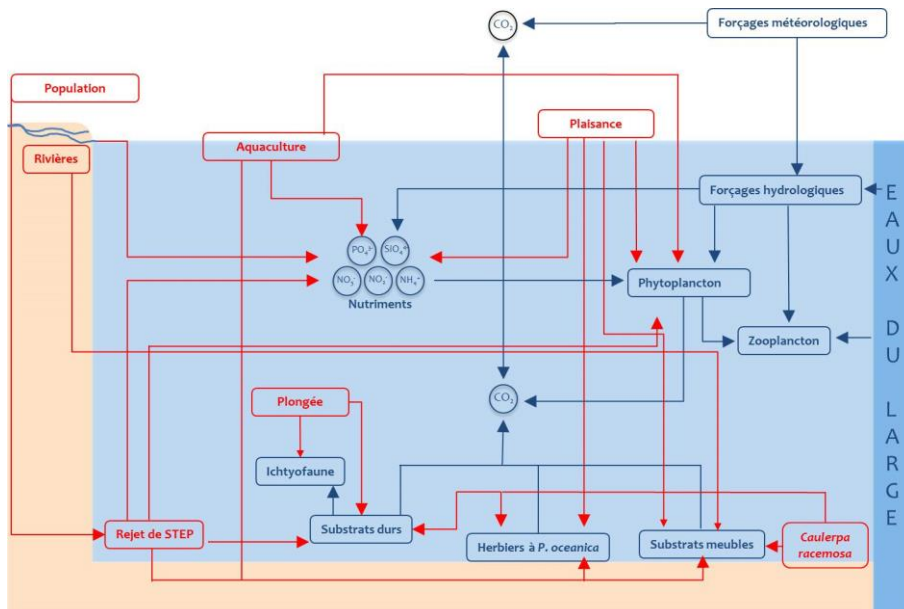


Figure 1-4: Principaux processus présents en baie de Calvi (repris de Richir *et al.* (2015)). Cadre bleu : compartiment étudié ; Cadre rouge : pression anthropique ; Flèche bleue : Processus naturel ; Flèche rouge : Processus dû à la pression anthropique.

Le programme STARE-CAPMED

Le programme STARE-CAPMED constitue un programme de recherche multidisciplinaire, porté par STARESO, centré sur la baie de Calvi visant à faire de cette baie une zone de référence. Il vise à suivre cette zone et à différencier les influences anthropiques locales des influences de plus grandes envergures comme les changements climatiques. Il regroupe des scientifiques de nombreuses disciplines et de différents laboratoires tant français que liégeois ou étrangers.

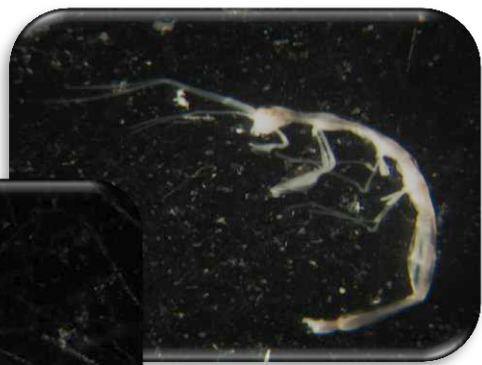
Ce programme est axé sur de nombreuses thématiques comme:

- L'hydrographie et la physico-chimie,

- Le suivi et la quantification des pressions anthropiques,
- L'écosystème planctonique,
- Le benthos de substrats durs et la faune vagile,
- Les zones protégées et le recrutement d'espèce à forte valeur commerciale comme la langouste rouge, *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787),
- Les magnoliophytes marines et les écosystèmes associés principalement représentés par l'herbier de posidonies, *Posidonia oceanica* (L.) Delile 1813,
- L'écotoxicologie,
- Le bilan CO₂,
- Le benthos de substrats meubles.

Cette dernière thématique vise à suivre l'évolution des peuplements macrobenthiques soumis ou non à divers pressions anthropiques. Quatorze stations plus ou moins éloignées d'une source potentielle de perturbation sont échantillonnées annuellement pour les années 2011 et 2012 et bi-annuellement depuis 2013. Les sources anthropiques prises en compte sont l'embouchure du Fume Seccu et de la Figarella, la ferme marine de Spano, la zone urbaine par le mouillage organisé et l'émissaire de Calvi et le mouillage forain de l'Alga. Des échantillonnages sont effectués le long d'un gradient : à la source, à distance moyenne (environ 400 m de la source) ou lointaine (environ 1400 m de la source) ainsi qu'à deux stations hors influences anthropiques (Figure 2-6, p. 45). Ces échantillonnages doivent permettre de suivre l'évolution spatiale et temporelle du macrobenthos de substrats meubles. Le présent travail s'inscrit dans ce volet.

Chapitre 2 : Matériel et Méthodes



Pour atteindre les objectifs de cette étude, plusieurs étapes sont nécessaires. A chacune de ces étapes, des données macrobenthiques et environnementales liées à des stations échantillonnées ont été exploitées et des méthodes spécifiques ont été appliquées. Ces stations et méthodes sont présentées ci-après. Certaines sont communes à plusieurs chapitres et d'autres sont spécifiques à certaines étapes.

Les étapes de cette étude sont :

1. L'identification des habitats de substrats meubles existants sur le pourtour insulaire,
2. La définition des conditions de référence pour chaque habitat identifié,
3. L'évaluation de l'applicabilité de la suffisance taxonomique,
4. L'application des résultats au cas d'étude de suivi des peuplements macrobenthiques en baie de Calvi,
5. La discussion générale et la comparaison avec des résultats d'autres indicateurs de qualité du milieu.

Ce chapitre "Matériel et Méthodes" se subdivise en huit parties :

- La zone d'étude,
- La bancarisation¹ et la sélection des données nécessaires,
- Les stations sélectionnées,
- Les méthodes d'échantillonnages,
- Les méthodes d'analyses sédimentologiques et macrobenthiques classiques,
- L'identification des habitats,
- La définition des conditions de référence,
- Les tests statistiques utilisés.

¹ Processus permettant de conserver les données dans le cadre organisé d'une base de données d'où il est aisé de les extraire au moyen de requêtes. Source : Glossaire Eau de France : <http://www.glossaire.eaufrance.fr/concept/bancarisation>, accès 16 mai 16

1. La zone d'étude

Cette étude est centrée sur la Corse, une des îles de la partie occidentale de la mer Méditerranée, située en mer de Ligurie (Figure 2-1).

Son plateau continental, dont la limite inférieure est l'isobathe des 200 m de profondeur, a une largeur très variable. Il s'étend jusqu'à 7 milles des côtes sur la façade orientale, jusqu'à 5 milles des côtes au Nord-Ouest de l'île et est inférieur à 1 mille en certains points de la côte occidentale. Au Sud, il est commun avec celui de la Sardaigne (Ifremer environnement, 2008).

Ainsi sur un littoral de 1 000 Km, l'île présente deux façades nettement différentes :

1. La façade orientale formant une plaine sableuse, lagunaire et relativement rectiligne avec des fonds en pente douce vers le large.
2. La façade occidentale nettement plus rocheuse et découpée avec des fonds beaucoup plus abrupts et la présence de canyons à proximité des côtes.

La zone d'étude se compose, le long du pourtour insulaire corse, d'une bande côtière s'étendant de la surface à 50 m de profondeur.

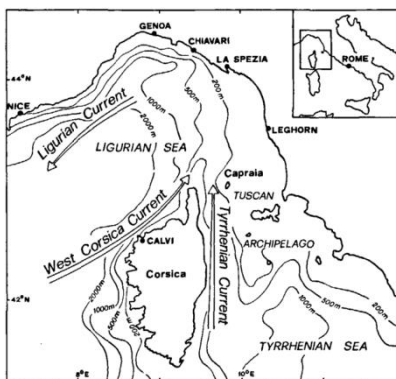


Figure 2-1:
Situation géographique de la mer de Ligurie
avec les courants majeurs (d'après Astraldi
et al., 1994)

Sur la façade occidentale de l'île, une baie, la baie de Calvi est particulièrement étudiée depuis de nombreuses années grâce à la présence de la station de recherches sous-marines et océanographiques, STARESO. Cette baie se situe au Nord-Ouest de la Corse (Figure 2-2) et se subdivise en deux : le Golfe de Calvi dans sa partie Nord-Est et la baie de la Revellata dans sa partie Sud-Ouest. La

séparation se fait au niveau de la Citadelle de Calvi. Sa frontière virtuelle avec le large se situe le long d'une droite imaginaire allant de la Pointe de la Revellata à la Pointe de Spano. La présence d'un canyon non loin de l'entrée de la baie mène à des profondeurs de plus de 1 000 m. Cette proximité de grande profondeur permet de réaliser des études sur une haute colonne d'eau et de suivre les modifications courantologiques et de transports de matières particulières ainsi que tous les phénomènes que cela implique.

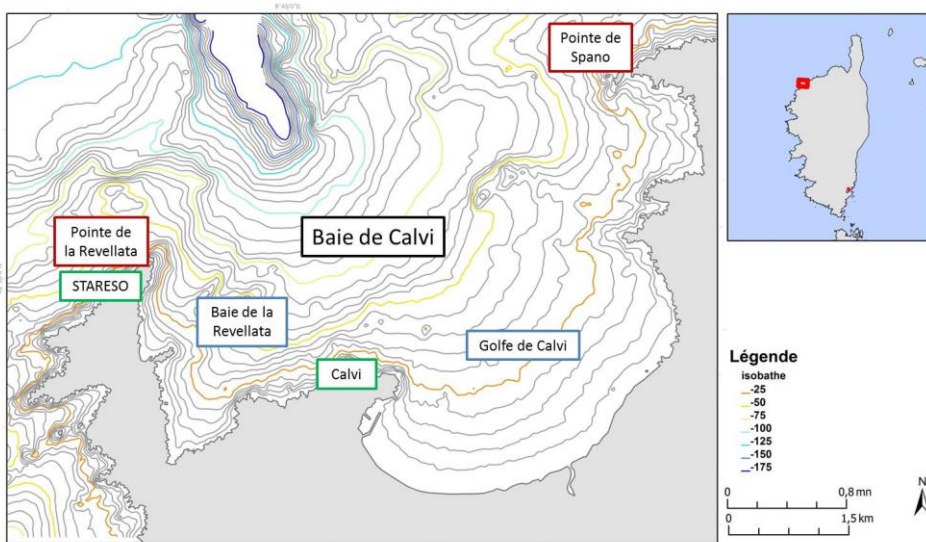


Figure 2-2: Baie de Calvi et localisation des sites d'intérêt.

Dans cette baie, les courants marins dominants sont composés de deux gyres, une dans le sens horlogique et une dans le sens anti-horlogique, partant de part et d'autre de la citadelle (Figure 2-3 ; Norro, 1995).

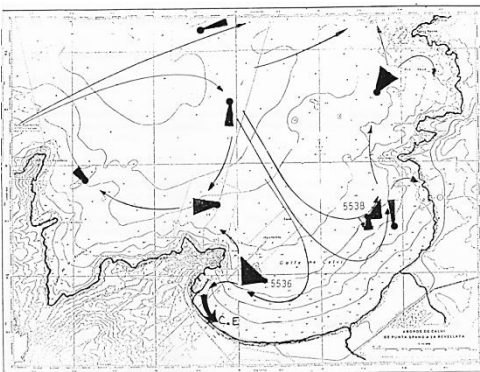


Figure 2-3:
Courants dominants en Baie de Calvi

Les fonds sous-marins de cette baie sont variés, se composant de substrats durs et de substrats meubles végétalisés ou non. Les principaux herbiers recouvrant ces substrats sont les herbiers de posidonies *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813. Cette variété de substrats a été mise en évidence par une étude du BRGM et illustrée par la cartographie réalisée dans le cadre du programme LIMA (Figure 2-4, Guennoc *et al.*, 2001).

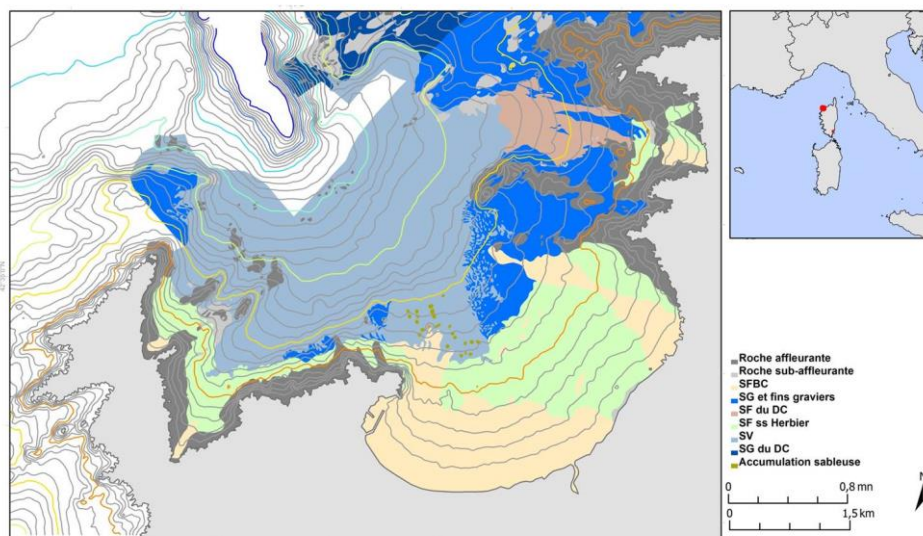


Figure 2-4: Cartographie des faciès d'habitat LIMA, suivi de Balagne en baie de Calvi. Etude du BRGM de 2001

2. Bancarisation et sélection des données

Au cours du programme DMS (Synthèse des Données Marines de STARESO - Pelaprat *et al.*, 2007), une base de données a été développée afin de centraliser l'ensemble des données obtenues au cours des études environnementales menées par les équipes de STARESO depuis les années 1970 jusqu'à nos jours. Elle contient environ 1 500 stations échantillonnées en Corse et sur la côte continentale française.

Cette base de données, développée sous Access, permet d'accéder rapidement à l'ensemble des paramètres étudiés. Et, une requête permet de sélectionner toutes les stations d'intérêt, leurs caractéristiques environnementales et biocénotiques, leur positionnement et les abondances macrobenthiques de

chaque réplicat effectué. Les noms scientifiques des espèces recensées sont mis à jour l'aide de la procédure MATCH TAXA de WORMS.

3. Stations sélectionnées

a. Stations choisies pour la création du nouvel indice et pour l'évaluation de la faisabilité de la suffisance taxonomique (Objectif 1 et 2)

Pour disposer d'un jeu de données acquises avec des méthodes d'échantillonnage homogènes, seules les données obtenues depuis 2006 ont été retenues dans le cadre de cette étude. Ces données sont relatives à des études d'influences anthropiques potentielles variées et/ou des suivis spatiaux ou temporels de ces influences.

Sur l'ensemble de ces données seules 198 stations possèdent l'ensemble des données nécessaires (Figure 2-5), à savoir : l'abondance des différentes espèces et taxons identifiés, les informations environnementales (profondeur (m), médiane granulométrique (μm), pourcentage de fraction fine soit fraction $< 63 \mu\text{m}$, station positionnée dans une tâche de sables dans l'herbier de posidonies), les coordonnées géographiques en projection WGS84 ainsi que le nombre de réplicats échantillonnés. Dans ces 198 stations, 108 sont échantillonnées en monoplicat et 90 en triplicats. Les profondeurs varient de 1 m à 48 m et la granulométrie s'étend de $4.5 \mu\text{m}$ à $20000 \mu\text{m}$.

Toutes les stations sélectionnées sont utilisées pour l'identification des habitats présents sur le pourtour de la Corse. Afin d'avoir un nombre d'échantillons suffisant pour chacun des habitats potentiels, l'analyse est effectuée en considérant les peuplements de chaque réplicat comme indépendants soit 428 échantillons.

Pour la définition des conditions de référence, l'analyse a été effectuée sur un sous-échantillonnage de 90 stations en prenant en compte les peuplements classiquement obtenus à partir des triplicats d'une seule et même station.

Ces 90 stations sont également employées dans l'évaluation de la faisabilité de la suffisance taxonomique où des conditions de référence doivent être définies pour chaque niveau d'identification envisagé (genre et famille).

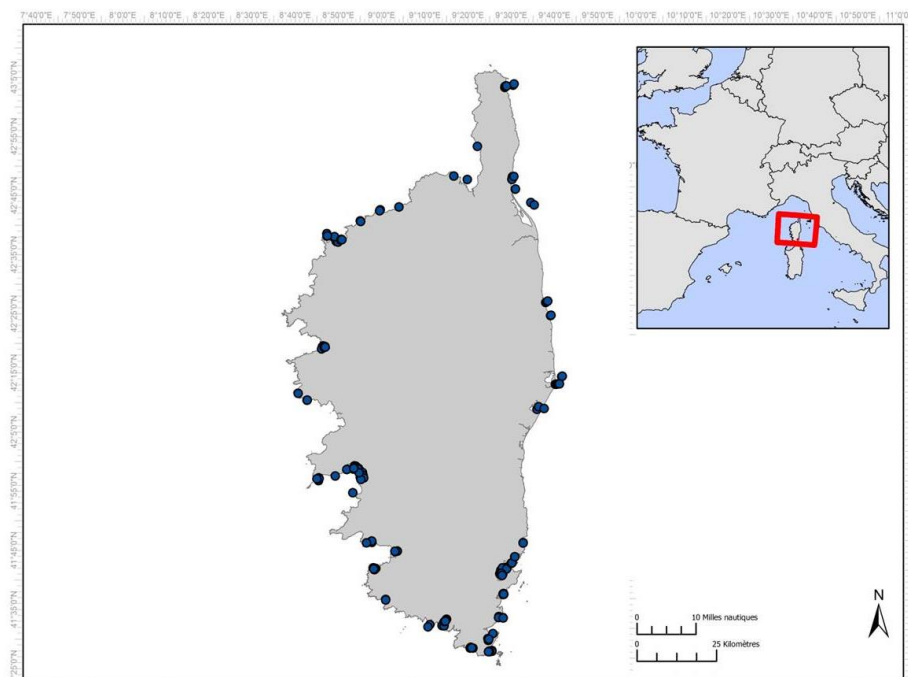


Figure 2-5: Positionnement des 198 stations échantillonnées sur le pourtour Corse

Pour les stations prises en considération dans le cadre de ce travail, l'actualisation des noms d'espèces ou taxons a été effectuée le 22 avril 2014. Cette actualisation est conservée tout au long de ce travail pour garder constance et homogénéité des données. Elle concerne 1059 espèces ou taxons.

b. Stations suivies dans le cadre du programme STARE-CAPMED (Objectif 3)

Pour appliquer les méthodologies développées aux objectifs précédents, il est nécessaire d'utiliser des peuplements de stations non utilisées dans les étapes de mises aux points. Grâce aux stations suivies dans le cadre du programme STARE-CAPMED, de tels peuplements sont disponibles.

En baie de Calvi, 14 stations ont été sélectionnées en vue d'un échantillonnage régulier (Tableau 2-1 et Figure 2-6). Deux stations "Référence" sont considérées hors influences anthropiques et localisées par 20-25 m de profondeur (Référence 20 m) et à proximité des 40 m de profondeur (Référence 40 m). Les autres stations se situent à distances proches, moyennes ou lointaines d'une

source d'influence anthropique, à une profondeur variable (Tableau 2-1) et se regroupent en différentes zones en fonction de l'influence humaine existante :

- Zone sous influence d'un mouillage forain, dans l'Anse de l'Alga. Ce mouillage consiste en une zone où les bateaux peuvent jeter l'ancre librement ;
- Zone sous influence d'un émissaire de rejet de station d'épuration (STEP) ;
- Zone sous influence d'un mouillage organisé. Pour ce type de mouillage, les bateaux sont obligés de s'arrimer à des bouées fixées sur le fond, sans jeter l'ancre ;
- Zone sous influence d'une concession aquacole, la ferme marine de Spano ;
- Zone d'embouchure de rivières, le Fiume Seccu et la Figarella.

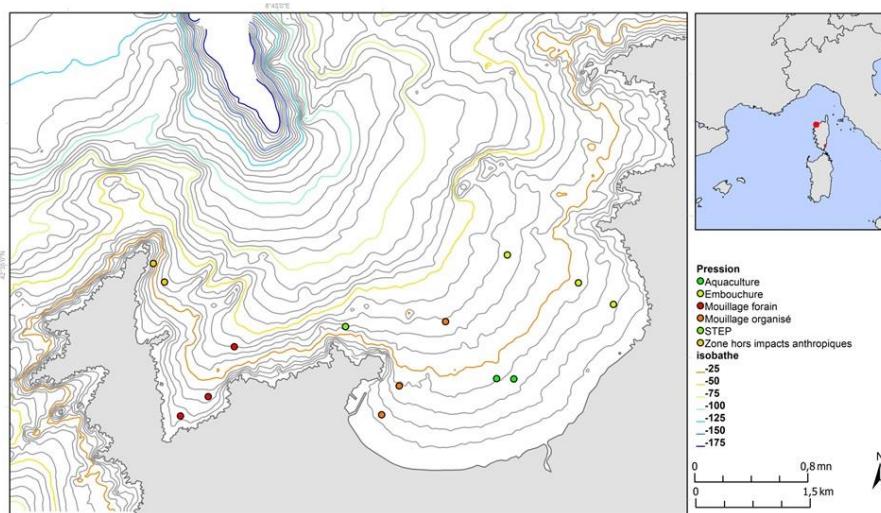


Figure 2-6: Carte de localisation des stations échantillonnées dans le cadre du volet macrobenthique original de STARE-CAPMED, baie de Calvi.

Pour la majorité des zones sous influences potentielles, différents champs (distance à la source) sont suivis :

- Un champ proche, à proximité immédiate de la source. Sa profondeur varie en fonction des sites. Il est présent pour toutes les zones ;

- Un champ moyen, à une distance moyenne de 400 m de la source et par 20 m de profondeur. Il n'est pas présent pour la zone de suivi de l'émissaire où la profondeur de la source est à 40 m de profondeur ;
- Un champ lointain, à une distance moyenne de 1 300 m de la source et par 40 m de profondeur. Pour les zones de suivi de l'émissaire et de l'aquaculture, ce champ est confondu avec le champ lointain du mouillage organisé.

Tableau 2-1: Caractérisation des stations échantillonnées dans le cadre du volet macrobenthique du programme STARE-CAPMED, baie de Calvi. Profondeur (Prof.) en mètre (m). Coordonnées géographiques en projection WGS84, Lat. : Latitude, Long. : Longitude. Distance (Dist.) à la source en mètre (m). Caractérisation du sédiment (évaluation visuelle), Sed. : Sédiments : SF : sédiments fins ; SM : sédiments moyens ; SG : sédiments grossiers

	Prof. (m)	Lat.	Long.	Dist. à la source (m)	Séd.
Référence 40 m	38	8°43'42,848"E	42°34'48,309"N	/	SM
Référence 20 m	23	8°43'39,298"E	42°34'56,279"N	/	SM/SG
Port Proche	7	8°45'41,773"E	42°33'46,074"N	0	SF
Port Moyen	21	8°45'53,411"E	42°33'57,343"N	440	SF
Port Loin	40	8°46'21,934"E	42°34'22,799"N	1480	SF
Emissaire	37	8°45'24,480"E	42°34'24,075"N	0	SG
Embouchure					
Proche	11,5	8°48'00,051"E	42°34'25,713"N	0	SF
Embouchure					
Moyen	24	8°47'39,311"E	42°34'35,070"N	545	SF
Embouchure Loin	10	8°46'59,748"E	42°34'48,208"N	1540	SF
Aquaculture					
Proche	22	8°46'51,519"E	42°33'56,485"N	0	SM/F
Aquaculture					
Moyen	20	8°46'59,343"E	42°33'54,231"N	220	SG
Alga Proche	7	8°43'48,954"E	42°33'50,781"N	0	SF
Alga Moyen	19	8°44'40,494"E	42°33'57,725"N	440	SM/F
Alga Loin	40	8°44'22,657"E	42°34'18,712"N	1145	SG/Maerl

Les différents champs sont positionnés dans le sens des courants dominants de la côte vers le large. Cet éloignement de la côte et donc des sources d'influences potentielles est naturellement accompagné d'une augmentation de la profondeur. Cette augmentation et ce sens des courants dominants induisent des profondeurs différentes pour les différents champs. Cependant, dans la mesure du possible, les stations d'un même champ ont été positionnées à une même profondeur.

Ce positionnement des stations suivies dans le sens du courant dominant doit permettre d'identifier la distance d'influence d'une perturbation depuis sa source vers le large.

Avant toutes analyses granulométriques, il est possible d'évaluer visuellement un type de sédiment afin d'avoir une idée de l'habitat sédimentaire de la zone étudiée. Ce type sédimentaire varie d'une station à l'autre allant du substrat vaseux aux sables grossiers en passant par les sables fins et moyens (Tableau 2-1). Néanmoins, la confirmation du type d'habitat sédimentaire viendra avec les résultats des analyses sédimentaires.

i. Le mouillage forain de l'Alga

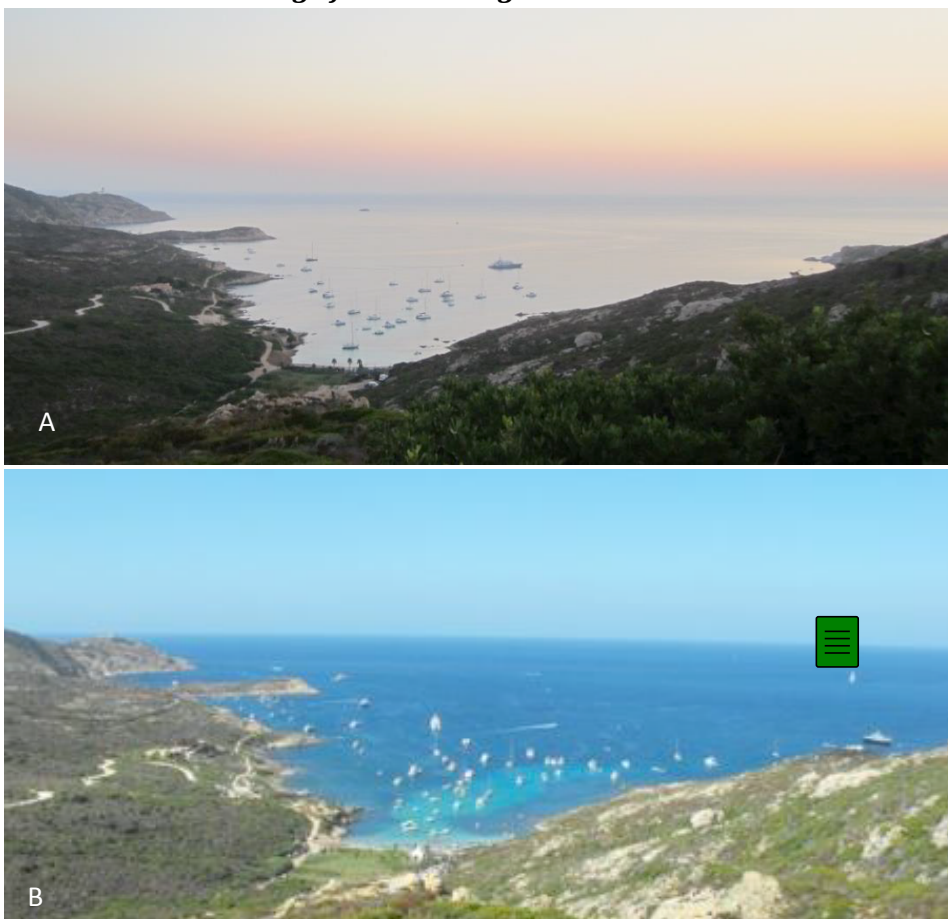


Figure 2-7: Mouillage forain de l'Alga A. 06/08/2014 matin ; B : 07/08/2010 après-midi (STARESO)

Le mouillage forain de l'Alga est une zone protégée des vents du Sud (Figure 2-7). Il s'agit d'une zone très fréquentée entre la mi-juin et la fin août (Chery et Lejeune, 2010; Couture, 2013; Jousseau *et al.*, 2013). Les recensements mettent en évidence la présence de bateaux à moteur et de voiliers pouvant être subdivisés en trois catégories : les petites embarcations d'une longueur inférieure à 10 m ; les embarcations moyennes d'une longueur allant de 10 à 20 m et les grandes embarcations dont la longueur est supérieure à 20 m. Les voiliers de taille moyenne dominent les comptages pour l'année 2010 (Chery et Lejeune, 2010) ainsi qu'en 2012 (Couture, 2013). L'ancrage des plaisanciers est majoritairement réalisé sur le sable (58 %) même si les embarcations de plus de 12 m ont tendances à s'ancrer dans l'herbier (Chery et Lejeune, 2010). De plus, à proximité immédiate de cette zone de mouillage, se situe la plage de l'Alga très fréquentée en période estivale. En 2010, l'étude réalisée par STARESO a montré que les fréquentations de mouillage et d'activités de plage étaient maximales en juillet et en août avec jusqu'à 316 personnes pratiquant des activités de plage et plus de 80 activités nautiques. Ces deux activités peuvent constituer l'origine de perturbations environnementales et influencer le macrobenthos de substrats meubles.

ii. *La station d'épuration*



Figure 2-8: Bouche de sortie de la station d'épuration de Calvi (STARESO)

La Station d'épuration de Calvi est en activité depuis 1995 et elle rejette en mer (Figure 2-8). Elle a une capacité de 60 000 équivalents habitant². Au moment de sa création, un traitement primaire physico-chimique avec dégrillage et décantation a été mis en place. Fin 2011, ce dernier a été complété par un traitement secondaire biologique bactérien. Le débit moyen en sortie de la station est de $1996 \pm 652 \text{ m}^3/\text{j}$ hors saison touristique et de $2975 \pm 748 \text{ m}^3/\text{j}$ entre mai et septembre pour les années 2011 et 2012 confondues. Malgré, les différences de débit de sortie, les variations des quantités de l'ensemble des composés chimiques mesurés (Figure 2-9, Couture, 2013) ne sont pas significativement différentes (t test, $p > 0.05$). Néanmoins, cet apport d'origine anthropique peut être à l'origine de perturbations environnementales.

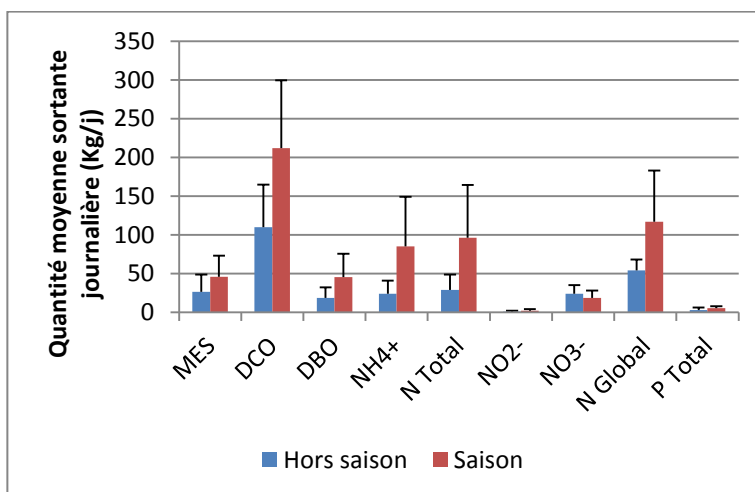


Figure 2-9: Variation de concentration en composés chimiques dosés en saison estivale et hors saison estivale, rejetés en mer après traitements. MES : Matière En Suspension, DCO : Demande Chimique en Oxygène, DBO : Demande Biologique en Oxygène, NH4+ : Ammonium, N total : Azote total, NO2- : Nitrites, NO3- : Nitrates, N Global : Azote Global, P Total : Phosphore total (modifié de Couture, 2013).

² Un équivalent habitat mesure la quantité de pollution organique rejetée par personne et par jour. Cette mesure vaut 60 g de demande biologique en oxygène en 5 jours par jour. Elle est définie par l'article R2224-6 du Code général des collectivités territoriales - Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Eau de France, 2015

iii. Le mouillage organisé de Calvi



Figure 2-10: Mouillage organisé de Calvi A. 15/08/2010 ; B. 14/08/2010 (STARESO)

Le mouillage organisé de Calvi existe depuis 1995 (Figure 2-10). Il est situé face au port de Calvi sur un fond sableux de 7 m et possède 232 places pouvant accueillir des navires de 10 à 20 m de longueur (Aménagement Assistance Exploitation, 2015). Plus de 130 bateaux étaient présents sur site la semaine du 15 août 2012 (Michel *et al.*, 2013). Selon une étude de Jousseume *et al.* (2013), ce mouillage est utilisé majoritairement (65 %) par des voiliers de taille moyenne. Malgré la collecte organisée, il se peut que des déchets d'origine humaine soient rejetés et viennent perturber l'environnement marin.

iv. La ferme marine de Spano



Figure 2-11: Ferme marine de Spano, Mai 2013 (A. Donnay)

La Ferme marine de Spano (Figure 2-11) est en activité depuis 1994 et produit du bar (*Dicentrarchus labrax* (Linnaeus 1758)). Elle se compose d'une dizaine de cages et produit 60 T/an (Mare & Stagni Corsi, 2008). Elle se situe au large de la plage de Calvi sur un fond sablo-vaseux de 22 m au milieu de l'herbier de posidonies (Bay, 1990). Ce dernier est présent en bordures de celle-ci. Sous les cages, de la matte morte est présente.

Des suivis de l'impact aquacole sur le milieu environnement ont été effectués en 2007, 2008 (Chery *et al.*, 2009), 2011 et 2012 (Chery *et al.*, 2013; Michel *et al.*, 2013). De ces études, il ressort que la ferme marine de Spano impacte peu son environnement.

v. L'embouchure du Fiume Seccu et de la Figarella



Figure 2-12: Embouchure de la Figarella et du Fiume Seccu, Novembre 2015 (STARESO)

L'embouchure du Fiume Seccu et de la Figarella se situe à l'extrémité Nord de la plage de Calvi. L'embouchure de chacun de ces cours d'eau se situe de part et d'autre du terrain militaire du Camp Raffali. Ce sont des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF).

Ces cours d'eau montrent de fortes variabilités de débit avec des écoulements intermittents, caractéristiques du régime pluvial méditerranéen. Le Fiume Seccu a une longueur de 15.8 km, un bassin versant de 103.2 km² couvrant entre autre le Monte Grosso (Moneglia et Pastinelli, 2013 ; Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Eau de France, 2015). Selon le service de surveillance des eaux superficielles, l'état écologique du Fiume Seccu est passé d'un état médiocre en 2010 à un très bon état en 2014. En 2011 et 2012, ce cours d'eau possédait un état écologique moyen et bon (SieCorse, Eau de

France, 2015). La Figarella a une longueur de 24 km, son bassin versant a une superficie de 193.4 km² englobant une partie du massif de la forêt de Bonifato (Moneglia et Pastinelli, 2010, 2013 ; Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Eau de France, 2015). L'état écologique de ce cours d'eau est très bon depuis 2010 (SieCorse, Eau de France, 2015).

c. Station pour l'étude de simplification méthodologique du tri

La majeure partie de ce travail consiste dans le développement méthodologique afin de faciliter l'étude du macrobenthos de substrats meubles. L'axe principal est donc le développement d'un indice. A ce dernier s'ajoute un autre axe de mise au point d'une méthodologie pouvant aider au tri. En effet, cette phase de traitement des échantillons peut être longue et fastidieuse surtout en présence de fibre de posidonies où les organismes vermiformes s'enchevêtrent et dont en général la teinte est proche.

Pour cette mise au point méthodologique, une station en bordure inférieure de l'herbier a été retenue. Le choix de cette station est lié au dépôt préférentiel des fibres dans cette zone. La station sélectionnée se situe à 400 m de STARESO (42°34'47.67"N, 8°43'45.37"E). Elle se caractérise par une profondeur de 38 m et visuellement par un sédiment dominant de type sableux.

4. Méthode d'échantillonnage

L'échantillonnage regroupe les étapes de prélèvements, de tamisage et de conservation des échantillons jusqu'à leur traitement en laboratoire.

a. Echantillonnage pour l'étude des paramètres sédimentologiques

En parallèle des prélèvements macrobenthiques, des carottes de sédiments (Figure 2-13) sont prélevées en vue des analyses granulométriques. Ces carottes d'un diamètre de 4.5 cm et d'une longueur moyenne prélevée de 15 cm représentent un volume d'environ 240 cm³. La longueur prélevée correspond à la profondeur de vie maximale moyenne des organismes macrobenthiques.



Figure 2-13:
Carotte à échantillonnage de sédiments
(tube en inox, piston, bouchon
@Océanologie, ULg, photo : A. Donnay)

Ces carottes sont transvasées deux par deux dans des sachets plastiques identifiés et placés directement au congélateur en vue de leur envoi pour analyses en laboratoire spécialisé et agréé. Le mélange de carottes permet d'avoir suffisamment de matière pour l'ensemble des analyses. Il permet également de tenir compte de la diversité sédimentaire pouvant exister sur la station étudiée.

b. Echantillonnage pour l'étude du macrobenthos de substrats meubles

Dans la majorité des stations échantillonnées, les prélèvements sont effectués en plongée à l'aide d'une benne à main de type Eckman-Bridge, communément appelé benne Eckman (Figure 2-14). Pour les autres stations, les échantillonnages ont été effectués à l'aide d'une benne Van Veen (Figure 2-15) à partir d'un navire. Chaque réplikat couvre une surface de 0.09 m² à 0.1 m². En fonction des études, les stations ont été échantillonnées en un ou trois réplikats.



Figure 2-14: Benne à main Eckman
(A. Donnay)



Figure 2-15: Benne Van Veen (A. Donnay)

Chaque réplikat est traité séparément. Le sédiment prélevé est tamisé sur un tamis d'une maille carrée de 1 mm et le refus de tamis est conservé dans un mélange eau de mer-formol entre 5 et 10 % comme le préconise la norme ISO 16665 (ISO, 2005). Ces échantillons sont conservés en boîte hermétique "identifiée" jusqu'à leur traitement en laboratoire.

5. Traitement des échantillons

a. Les échantillons de sédiment

i. *Analyse*

Pour les objectifs des études commanditées à STARESO et sélectionnées dans le cadre de ce travail, les analyses sédimentologiques sont des analyses de routine : dosage du Carbone Organique Total (COT), dosage de la Matière Organique (MO) et analyse de la granulométrie.

Ces analyses ont été réalisées par des laboratoires extérieurs accrédités COFRAC³. Actuellement, STARESO fait appel au laboratoire INOVALYS, basé à Nantes (N° accréditation n° 1-5753), pour effectuer les analyses de sédiments marins. Les analyses qui leur sont sous-traitées, accompagnées de leur norme, sont :

- Le prétraitement des échantillons par lyophilisation suivant la norme NF EN ISO 16720 (X31-436),
- La granulométrie sur tamis de 2 mm par tamisage, gravimétrie suivant une méthode interne du laboratoire,
- La granulométrie laser suivant la norme NF ISO 13320-1,
- Le dosage du Carbone Organique Total (COT) par oxydation et combustion sèche suivant les normes NF ISO 14235 (X31-419) et NF EN 13137 (X30-404),

³ La COFRAC ou Comité Français d'Accréditation est désignée par le décret du 19 décembre 2008 comme instance nationale française d'accréditation. Cet organisme assure la conformité des analyses afin de faciliter la reconnaissance des prestations ainsi que la compétence et l'impartialité des organismes accrédités. Chaque analyse, domaine ou compétence doit posséder sa propre accréditation. Cette dernière est délivrée pour une durée de temps limitée mais renouvelable. Les accréditations sont délivrées après évaluation basée sur les normes européennes ou internationales en vigueur (COFRAC, 2015).

- Le dosage de la Matière Organique (MO) par calcination et calcul. Elle s'obtient en soustrayant la matière minérale totale (MM) de la matière sèche (MS). La matière sèche est dosée par résidu sec à 105 °C suivant la norme NF EN 12880 (X33-005) et la matière minérale totale constitue le résidu calciné à 550 °C ; la norme suivie est dans ce cas le NF EN 12879 (X33-004).

ii. *Interprétation*

Les teneurs en matière organique et en carbone organique total sont directement obtenues par analyse. Par contre, la caractérisation du sédiment est obtenue par une analyse des données granulométriques à l'aide du programme GRADISTAT Version 8.0 (Blott et Pye, 2001), fonctionnant sous Excel et disponible gratuite sur Internet.

Selon Blott et Pye (2001), la description d'un sédiment fait appel à quatre paramètres :

- La médiane granulométrique ou D(50),
- L'étalement ou la concentration des grains autour de la moyenne nommé le sorting,
- La symétrie ou l'étalement préférentiel d'un côté le moyenne nommée le skewness,
- La concentration relative des grains à la moyenne ou le kurtosis.

Ces paramètres peuvent être obtenus de manière mathématique, graphique ou à partir d'une adaptation proposée par Folk et Ward en 1957. Cette dernière est préconisée dans l'emploi du programme GRADISTAT car selon ses auteurs, cette méthode possède une base plus robuste. Ce sont donc les résultats obtenus par la méthode de Folk et Ward (1957) qui sont employés dans la caractérisation sédimentaire. Les résultats sont présentés avec deux unités : le phi, équivalent au logarithme en base 2 du μm et le μm . Afin de garder une homogénéité et une facilité de comparaison entre les diverses études réalisées par les équipes de STARESO, le choix est pris de conserver les mêmes unités entre les résultats antérieurs à l'emploi de GRADISTAT et ceux obtenus à l'aide de ce programme. En effet, pour employer GRADISTAT, il est nécessaire d'avoir les résultats bruts des analyses laser et de la fraction supérieure à 2 mm. Et, l'absence de ces résultats dans les études plus anciennes de STARESO rend

l'emploi de GRADISTAT impossible pour un nouveau calcul des caractéristiques sédimentologiques. D'où ce choix de conserver les mêmes unités.

L'analyse des données sédimentaires couvre l'ensemble des fractions présentes dans l'échantillon. Les données obtenues par mesure laser, correspondant à la répartition des grains sédimentaires se trouvant dans la fraction inférieure à 2 mm, doivent être complétées par la proportion de la fraction sédimentaire supérieure à 2 mm. Ce réajustement donne les données corrigées.

La **fraction fine** (fraction < 63 µm) est obtenue par calcul à partir de ces données corrigées. Elle correspond au pourcentage de vase présente dans l'échantillon. La formule appliquée, adaptation de la formule du calcul de la médiane, permettant une évaluation du pourcentage cumulé à 63 µm est la suivante :

$$\%<63\mu\text{m} = \frac{(63 - \text{Maille Inf})}{(\text{Maille Sup} - \text{Maille Inf})} \times \% \text{Inf}$$

Où Maille Inf correspond à la maille inférieure à 63 µm, dans le cas présent elle vaut 57.77; Maille Sup correspond à la maille directement supérieure à 63 µm, dans ce cas elle vaut 63.41; %Inf est le pourcentage cumulé correspondant à la maille inférieure à 63 µm; %Sup est le pourcentage cumulé de la maille supérieure à 63 µm.

Par exemple, le pourcentage cumulé pour la maille de 57.77 µm est de 7.83 % et celui de la maille 63.41 µm est de 9.15 %, l'application de la formule ci-dessus donne un pourcentage pour la fraction correspondant à la maille de 63 µm de 9.05 %.

La **taille médiane** des grains permet de décrire le type sédimentaire présent. Elle est exprimée en µm et correspond à la taille sédimentaire séparant l'échantillon en deux groupes équivalents. La terminologie employée suit l'échelle de Wentworth (Tableau 2-2 – Wentworth, 1922). La médiane est donnée par la valeur du percentile 50 (D 50) calculé par le programme.

Tableau 2-2: Echelle de classe de Wentworth (1922) avec les correspondances en taille de grains exprimés en mm, en μm , en phi ainsi que le type de roche (Rock type)

Millimeters (mm)	Micrometers (μm)	Phi (ϕ)	Wentworth size class	Rock type
4096		-12.0	Boulder	Conglomerate/ Breccia
256		-8.0	Cobble	
64		-6.0	Pebble	
4		-2.0	Granule	
2.00		-1.0	Very coarse sand	
1.00		0.0	Coarse sand	Sandstone
1/2	0.50	1.0	Medium sand	
1/4	0.25	2.0	Fine sand	
1/8	0.125	3.0	Very fine sand	
1/16	0.0625	4.0	Coarse silt	
1/32	0.031	5.0	Medium silt	Siltstone
1/64	0.0156	6.0	Fine silt	
1/128	0.0078	7.0	Very fine silt	
1/256	0.0039	8.0	Clay	Claystone
0.00006	0.06	14.0		

L'**étalement**, tri ou sorting est exprimé en μm . Le sorting informe sur le degré de mélange des types sédimentaires possibles : un sédiment bien trié est homogène tandis qu'un sédiment pauvrement trié est hétérogène (Gray et Elliott, 2009). L'étalement correspond à l'écart-type de la distribution des tailles de grains. Son interprétation est reprise dans le tableau 2-3.

	Sorting
Très bien trié	< 1,27
Bien trié	1,27 < 1,41
Modérément bien trié	1,41 < 1,63
Modérément trié	1,62 < 2,00
Pauvrement trié	2,00 < 4,00
Très pauvrement trié	4,00 < 16,00
Extrêmement pauvrement trié	> 16,00

Tableau 2-3:
Interprétation de la valeur de Sorting
(repris de Blott et Pye, 2001)

La **symétrie** ou Skewness exprimée en μm donne des indications sur la forme de la courbe de distribution des tailles de grains (Tableau 2-4). Est-elle décentrée vers les particules fines ou vers les particules grossières?

	Skewness
Asymétrie du côté très fin	-1,0 < -0,3
Asymétrie du côté fin	-0,3 < -0,1
Symétrique	-0,1 < +0,1
Asymétrique du côté grossier	+0,1 < +0,3
Asymétrique du côté très grossier	+0,3 < +1,0

Tableau 2-4:
Interprétation de la valeur de Skewness (repris de Blott et Pye, 2001)

La **concentration relative des grains moyens** ou Kurtosis, exprimée en phi ($=\log_2(\mu\text{m})$) ou en μm , fournit également une indication sur l'homogénéité du sédiment. Le calcul dans les deux unités donne les mêmes valeurs. C'est une mesure de la normalité de la courbe (Folk et Ward, 1957). Plus un sédiment est hétérogène, plus la valeur du Kurtosis sera basse et plus la représentation graphique sera aplatie. Le tableau 2-5 permet d'interpréter les valeurs obtenues.

	Kurtosis
Très platykurtique	< 0,67
Platykurtique	0,67 < 0,90
Mésokurtique	0,90 < 1,11
Leptokurtique	1,11 < 1,50
Très leptokurtique	1,50 < 3,00
Extrêmement leptokurtique	> 3,00

Tableau 2-5:
Interprétation de la valeur de Kurtosis (repris de Blott et Pye, 2001)

En complément de ces indices, GRADISTAT calcule également le type modal de l'échantillon sédimentaire (le sédiment est-il homogène ou provient-il d'un mélange de stocks ?) et les pourcentages des classes sédimentaires générales telles que gravier, sable et vase et de leurs subdivisions.

La teneur en **Matière Organique** est exprimée en %. Pour les stations habituellement traitées lors d'études d'impact menées par les équipes de STARESO, c'est-à-dire dans l'environnement marin côtier proche, cette matière organique augmente, selon Gray et Elliott (2009), avec la finesse des sédiments. Son origine peut être naturelle marine ou terrestre, importée par voies fluviales et donc en général anthropique. Le rôle de la matière organique est d'être source de nutriment assimilable (Anonymous, 2003).

Actuellement, il n'est pas facile de déterminer l'origine de telle matière et leur teneur indique éventuellement la présence d'un enrichissement dans la zone d'étude.

La teneur en **Carbone Organique Total** exprimée en % est également une indication sur l'enrichissement du milieu. Elle est reliée au pourcentage de matière organique. En effet, la matière organique est composée d'un ensemble de molécule dont le Carbone, l'Azote, l'Hydrogène ou l'Oxygène. De plus, Hyland *et al.* (2005) ont montré que les organismes macrobenthiques réagissent de la même manière lors d'une augmentation de la concentration en carbone organique dans le sédiment ou lors de l'apport de matière organique.

Il est généralement admis que le dosage de COT permet d'obtenir une valeur approximative de la teneur en MO dans le sédiment, par la relation : $MO (\%) = COT (\%) * 1.72$. Mais Licari *et al.* (1998), au cours du projet SAID pour des sédiments marins et lagunaires, ont associé des teneurs en COT et en MO à des enrichissements sédimentaires en fonction de la teneur en fraction fine (< 63 µm) où la relation précédente n'est pas vérifiée. Donc, dans le cas de cette étude, l'interprétation des teneurs en Matière Organique (Tableau 2-6) et en Carbone Organique Total (Tableau 2-7) se fera en référence au travail de Licari *et al.* (1998) et dans le cas de sédiments dont la fraction fine représente moins de 60 %.

Tableau 2-6: Correspondance entre les teneurs en Matières Organiques et l'enrichissement du milieu pour des sédiments dont la fraction fine est inférieur à 60 % (Repris de Licari *et al.*, 1998)

Teneur en MO	Interprétation
COT < 2,84 %	Sédiment faiblement enrichi
2,84 % ≤ COT < 6,95 %	Sédiment moyennement enrichi
6,95 % ≤ COT < 12,08 %	Sédiment fortement enrichi
COT ≥ 12,08 %	Sédiment très fortement enrichi

Tableau 2-7: Correspondance entre les teneurs en Matières Organiques et l'enrichissement du milieu pour des sédiments dont la fraction fine est inférieur à 60 % (Repris de Licari *et al.*, 1998)

Teneur en COT	Interprétation
COT < 0,44 %	Sédiment faiblement enrichi
0,44 % ≤ COT < 0,75 %	Sédiment moyennement enrichi
0,75 % ≤ COT < 1,52 %	Sédiment fortement enrichi
COT ≥ 1,52 %	Sédiment très fortement enrichi

Les teneurs en Matière Organique et en Carbone Organique Total pourront être mises en relation avec la richesse spécifique de la station étudiée.

b. Les échantillons de macrobenthos de substrats meubles

i. Tri

Le tri d'un échantillon macrobenthique vise à récupérer l'ensemble des invertébrés du prélèvement. Cette étape demande concentration et est généralement consommatrice de temps. En effet, le temps passé à trier un échantillon dépend fortement de la nature sédimentaire, de la présence de fibres végétales et de l'abondance des organismes macrobenthiques.

Il est possible de séparer les échantillons en deux fractions : la fraction légère composée de la majorité des organismes vermiformes et des crustacés amphipodes, isopodes, tanaïdacs ainsi que les fibres végétales et la fraction grossière contenant la plupart des mollusques, échinodermes et autres crustacés ainsi que les grains sédimentaires d'une taille supérieure à 1 mm. La séparation des deux fractions est effectuée par la technique d'agitation lente.

Un échantillon est traité par petite fraction ou aliquote. Pour chaque aliquote, une séparation des fractions légères et grossières est effectuée par agitation lente sous eau. Cette séparation à l'eau permet également de lessiver le formol présent dans l'aliquote. La fraction légère est récupérée dans un tamis de maille inférieure à 1 mm pour éviter toute perte de matériel durant cette étape et la fraction grossière est conservée dans la boîte de tri. Le tri est effectué sous eau à l'aide d'une loupe. La durée de cette étape de tri dépend fortement du type et de la quantité de refus de tamis conservé après le tamisage de terrain. Trois possibilités se présentent :

- Le refus de tamis est constitué d'un volume important en raison d'un sédiment grossier : la majorité des organismes se retrouve dans la fraction légère. Il est alors aisé de les récupérer. Le tri de la fraction grossière est long mais ne présente pas de difficultés majeures.
- Le refus de tamis est constitué d'un petit volume provenant d'un sédiment fin : la majeure partie du refus est constituée de la fraction légère et de la majorité du macrobenthos. La fraction grossière représente une petite quantité et son tri est rapidement exécuté. Le tri de ce genre de refus de tamis est rapide.

- Le refus de tamis présente une abondance de fibres de posidonies : la fraction grossière est moins volumineuse et plus rapidement triée tandis que le tri de la fraction légère demande un temps important. Afin de limiter ce temps, une recherche d'aide au tri dans ces conditions fait l'objet du point suivant.

Les organismes ainsi récoltés sont conservés dans de l'éthanol à 95 % en vue de leur détermination.

Aide au Tri

Le tri des organismes macrobenthiques en présence de fibres végétales est une étape longue et fastidieuse. Il est dès lors apparu intéressant de trouver une technique la simplifiant. Le but de cette recherche est donc la distinction facilitée des organismes macrobenthiques des débris végétaux. Pour se faire, divers tests ont été effectués tant sur des organismes vivants que sur les organismes morts par action physique ou par coloration différentielle. En effet, dans le cas de la coloration, il faut que le colorant se fixe sur les organismes macrobenthiques mais pas sur les fibres végétales. Certes, des techniques de coloration existent et sont largement employées mais ces colorants ne sont pas adaptés pour le tri en présence de fibres de posidonies car ils se fixent sur les matières organiques végétales et animales.

Les tests pour les organismes vivants ont porté sur l'attraction par la lumière, la mise en suspension par bullage à l'air ou à l'eau, la réaction à la chaleur ou au courant électrique. Pour les organismes morts, ils ont été la mise en suspension par bullage, la mise en solution sucrée de forte densité et l'emploi de divers colorants (Rose Bengale, Lugol, Bleu de Méthylène, Eosine). Chaque possibilité a été testée une fois ; si des résultats concluants étaient obtenus alors le test était recommencé et affiné sinon il était abandonné.

Aucun des tests effectués sur les organismes vivants n'a été concluant. Au niveau des organismes morts, la mise en suspension par bullage n'a donné aucun résultat probant. La grande proximité des densités des mollusques et du quartz présent en plus des fibres et des organismes vermiformes pouvant être enchevêtrés n'a pas permis de séparer correctement les différentes fractions en solution dense. Les colorants testés se sont fixés de manière très variable : le lugol et le bleu de méthylène ne se fixent pratiquement pas sur le macrobenthos tandis qu'il est bien connu que le rose Bengale et l'éosine se

fixent bien sur ces organismes. Mais, la différence entre ces deux colorants est que le rose Bengale se fixe également de manière permanente sur les fibres végétales tandis que l'éosine se fixe de manière temporaire sur ces fibres (Figure 2-16). En utilisant le rose Bengale, l'ensemble des structures organiques est rose et le tri n'en est pas facilité. Par contre, après dégorgeage de l'éosine, les fibres végétales retrouvent leur couleur naturelle tandis que les animaux sont colorés en rouge. Cette coloration permet de repérer plus facilement le macrobenthos et un gain de temps est mesuré. De plus, l'éosine dégorge du macrobenthos dès que ce dernier est placé sous éthanol. **Cette adaptation de technique a fait l'objet d'un article** publiée dans *Mediterranean Marine Science*. Il est repris en annexe 1 et est disponible sous la référence : ***Medit. Mar. Sci., 14/1, 2013, 92-94.*** Sa référence Orbi est <http://hdl.handle.net/2268/159141>.



Figure 2-16: Coloration à l'éosine après dégorgeage

ii. *Analyse*

Une fois le tri terminé, le macrobenthos est identifié jusqu'au niveau taxonomique le plus bas possible, principalement l'espèce via l'emploi de divers clés, publiées entre autres dans des livres et publications scientifiques ou sur des sites Internet spécialisés. Elle se base sur le World Register of Marine Species (WORMS) comme liste de référence. Les individus de chaque espèce ou taxon sont dénombrés.

L'actualisation des noms scientifiques employés au cours d'une étude est vérifiée à l'aide de l'option MATCH TAXA proposée par WORMS. Si nécessaire, la fusion de données peut être effectuée et l'ensemble des noms scientifiques acceptés au moment de l'étude est employé dans les étapes suivantes d'analyse.

Pour chaque espèce ou taxon, la biomasse est également déterminée via la technique du poids libre de cendre. Cette technique consiste en deux étapes :

1. Les espèces sont séchées par un passage à l'étuve à 60 °C pour une durée de 24 h à 48 h. Une première pesée est effectuée et donne le poids sec.
2. Les organismes sont brûlés à 450 °C durant 4 h dans un four à muffle. Une seconde pesée est effectuée après une courte période de refroidissement. C'est le poids de cendre.

La différence entre les deux pesées donne le poids libre de cendre et correspond au poids de la masse molle des organismes de l'espèce considérée donc de la biomasse de l'espèce.

En résumé, l'analyse permet d'identifier, de dénombrer les individus et de déterminer la biomasse des espèces et taxons présents au sein de l'échantillon.

iii. *Interprétation*

Une fois l'analyse effectuée, le peuplement macrobenthique peut être caractérisé sur base de sa composition et qualifié à partir de calculs d'indice biotique utilisant certaines proportions caractérisant l'assemblage macrobenthique.

La **caractérisation d'un peuplement** est effectuée par la détermination de différentes variables :

- La richesse spécifique totale (S) correspondant au nombre d'espèces et taxons présents dans le peuplement échantillonné sur les trois réplicats.
- L'abondance (N) étant le nombre d'individus dénombrés. Elle peut concerner une espèce particulière, un réplicat ou un échantillon.
- La densité (Nbre/0.1 m²) dérivée de l'abondance, correspond au nombre d'individus ramené à une superficie de 0.1 m².
- L'indice de diversité de Shannon ($H' \log_2$) traduisant la diversité d'un échantillon (Shannon, 1948; Shannon et Weaver, 1949). Plus il est élevé, plus la diversité est grande.
- L'indice d'équitabilité de Pielou (J') renseignant sur l'homogénéité du peuplement (Pielou, 1966). Plus sa valeur est petite, plus le peuplement

est déséquilibré et est dominé par un petit nombre de taxons ou espèces.

Seule la richesse spécifique totale est déterminée à partir du peuplement moyen présent sur le site échantillonné. Les autres variables sont déterminées au niveau de chaque réplikat permettant le calcul d'une valeur moyenne et d'un écart-type pour le peuplement moyen de chaque station. L'ensemble de ces paramètres est calculé grâce à la fonction DIVERSE du logiciel PRIMER v6 (Clarke et Gorley, 2006).

Une représentation graphique de la proximité des assemblages macrobenthiques des réplikats ou des stations est effectuée par une ordination de type "Multi-Dimensional Scaling" (MDS) ou par une classification de type Cluster, toujours en utilisant PRIMER v6. Ces deux représentations sont réalisées à partir d'une matrice de similarité obtenue sur les données moyennes d'abondance et transformées en racine carré.

Par l'intermédiaire de la fonction SIMPER de ce même logiciel, il est possible de déterminer les taxons ou espèces responsables des similarités et dissimilarités entre réplikats et/ou entre stations ainsi que les pourcentages relatifs de ces similarités ou dissimilarités.

La caractérisation d'un peuplement macrobenthique est complétée par le calcul de diverses proportions telles que :

- Les proportions des divers groupes taxonomiques. Les groupes pris en considération sont les polychètes, les mollusques, les crustacés, les échinodermes, les chordés, les nématodes, les némertiens, les oligochètes, les pycnogonides, les plathelminthes. Chaque espèce ou taxon est regroupé avec ses semblables suivant la classification proposées par WORMS.
- Les proportions des préférences de milieu de vie. Les préférences de vie considérées sont liées à un habitat préférentiel. Il s'agit des sables fins, des sablo-vaseux et vaso-sableux, des vases, des sables, des sables grossiers, des graviers, des fonds meubles instables, des herbiers, des algues pour ne citer que quelques exemples. Ces préférences sont obtenues à partir de publications scientifiques dont le Manuel de

bionomie benthique (Pérès et Picard, 1964) ou de sites spécialisés dont WORMS, MarLIN,

- Les proportions des groupes de polluo-sensibilités qui interviennent directement dans le calcul de l'AMBI expliqué ci-après. Pour rappel, cinq groupes de polluo-sensibilités sont définis sur base de Hily (1984) :
 - Les espèces du groupe I : espèces très sensibles à l'enrichissement en matière organique.
 - Les espèces du groupe II : espèces indifférentes à la présence de matière organique.
 - Les espèces du groupe III : espèces tolérantes à la matière organique. Elles sont naturellement présentes dans les milieux vaseux, mais en grande quantité elles sont signe d'un déséquilibre.
 - Les espèces du groupe IV : espèces opportunistes du second ordre.
 - Les espèces du groupe V : espèces opportunistes du premier ordre.

Ces groupes sont reliés au modèle du Paradigme de Pearson et Rosenberg (1978).

- Les proportions des quatre groupes trophiques identifiés par Word (1979) :
 - Le groupe 1 : détritivores macrophages suspensivores, se nourrissant à partir de la colonne d'eau.
 - Le groupe 2 : détritivores microphages de surface, se nourrissant à l'interface eau-sédiment.
 - Le groupe 3 : déposivores macrophages, se nourrissant dans la couche sédimentaire oxygénée.
 - Le groupe 4 : espèces inféodées au milieu anaérobie, se nourrissant dans les couches sédimentaires anoxiques.

L'ensemble des quatre caractéristiques ci-dessus de chaque espèce provient de la littérature et sites internet spécialisés tels que WORMS, MarLin, Marine Species Identification Portal, Eol, species-id.net.

La **qualification d'un peuplement** se fait par l'intermédiaire de calcul de divers indices biotiques :

- L'indice W de Clarke (Clarke, 1990) et les courbes de comparaison d'abondance et de biomasse ou courbe ABC (Warwick, 1986). A l'aide du listing d'abondance et de son homologue en biomasse, la fonction DOMINANCE PLOT du logiciel PRIMER permet de créer des courbes d'abondance et de biomasse cumulatives et de calculer automatiquement la valeur de l'indice W.

Selon Warwick (1986), trois situations peuvent se rencontrer (Figure 2-17) :

- Le milieu est non pollué. L'abondance de quelques organismes de grande taille domine la biomasse. La courbe de biomasses surpasse nettement celle des abondances.
- Le milieu est modérément pollué. Des espèces d'une taille plus petite sont présentes en abondance plus importante. Les courbes d'abondance et de biomasse se superposent.
- Le milieu est sévèrement pollué. Il y a une dominance d'organisme de petite taille. La courbe d'abondances surpasse nettement celle des biomasses.

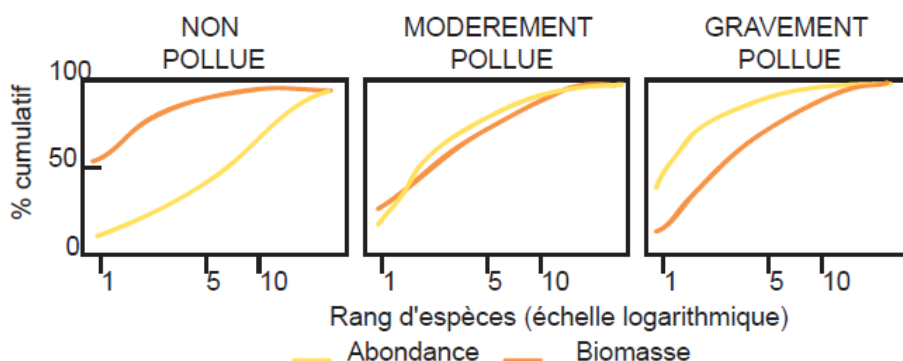


Figure 2-17: Courbes hypothétiques des courbes de k-dominances de biomasse et d'abondance (repris de Grall et Coïc, 2006).

Selon Clarke (1990), l'indice W est défini comme une différence des rangs moyens d'espèces pour les abondances et les biomasses. Il prend une valeur entre -1 et 1. Plus il tend vers 1, plus l'abondance est égale entre les espèces mais la biomasse est majoritairement induite par une ou un petit nombre d'espèce, ce qui entraîne une dominance de la courbe des biomasses sur celle des abondances; la situation est inverse quand W tend vers -1. En Corse, une valeur de 0.3 traduit une situation normale (comm. pers.).

- L’AZTI marine biotic index ou AMBI (Borja *et al.*, 2000) se calcul à l’aide de la fonction suivante :

$$AMBI = \frac{(0 \cdot \%GI) + (1.5 \cdot \%GII) + (3 \cdot \%GIII) + (4.5 \cdot \%GIV) + (6 \cdot \%GV)}{100}$$

Où %GI à %GV correspondent aux pourcentages des cinq groupes de polluo-sensibilités présentés précédemment.

Il est facilement calculable grâce au programme mis gratuitement à disposition par le laboratoire AZTI (<http://www.ambi.azti.es>.)

Borja *et al.* (2004) propose la relation suivante entre la valeur de l’AMBI et les statuts écologiques :

Tableau 2-8: Correspondance entre la valeur de l’AMBI, le statut écologique et la classification de la pollution (d’après Borja *et al.* (2004).

	AMBI	Statut Ecologique	Classification de la pollution
	0,0<AMBI≤1,2	Excellent	Normal
	1,2<AMBI≤3,3	Bon	Légèrement pollué
	3,3<AMBI≤4,3	Moyen	Modérément pollué
	4,3<AMBI≤5,5	Pauvre	Gravement pollué
	5,5<AMBI≤7,0	Mauvais	Azoïque

- L’AMBI Multivarié ou M-AMBI (Muxika *et al.*, 2007) se calcul par une analyse factorielle multivariée prenant en compte l’AMBI moyen, la richesse spécifique totale et la diversité de Shannon (en logarithme de base 2) du peuplement moyen d’une station.
Le calcul de cet indice emploie des valeurs de référence hautes (bonnes) et basses (mauvaises).
Cette analyse factorielle associée à la définition de limites de catégorie écologique permet de définir la qualité écologique du peuplement d’une station.
- Le BENTIX (Simboura et Zenetos, 2002) est une adaptation de l’AMBI prenant en compte deux groupes de polluo-sensibilités: les espèces sensibles (GS) regroupant les espèces des groupes I et II de Hily (1984) et les espèces tolérantes (GT) regroupant les espèces des groupes III, IV et V de Hily (1984). La formule suivante est appliquée :

$$\text{BENTIX} = \frac{6 * \%GS + 2 * (\%GT)}{100}$$

Où %GS et %GT correspondent aux pourcentages des groupes de polluo-sensibilités sensible et tolérant respectivement.

Le BENTIX est calculable grâce à un add-in fonctionnant sous Excel (<http://www.hcmr.gr/gr/listview3.php?id=1195>)

Simboura et Zenetos (2002) propose la relation suivante entre les valeurs du BENTIX et le statut écologique :

Tableau 2-9: Correspondance entre la valeur de l'AMBI, le statut écologique et la classification de la pollution (d'après Simboura et Zenetos, 2002).

	BENTIX		Statut Ecologique	Classification de la pollution
	Cas général	Milieu Vaseux		
	4,5≤6,0	4,0≤6,0	Excellent	Normal
	3,5≤4,5	3,0≤4,0	Bon	Légèrement pollué
	2,5≤3,5	2,5≤3,0	Moyen	Modérément pollué
	2,0≤2,5	2,0≤2,5	Pauvre	Gravement pollué
	0	0	Mauvais	Azoïque

- Le BOPA (Dauvin et Ruellet, 2007) est un indice basé sur le rapport des amphipodes, excepté le genre *Jassa* et les polychètes opportunistes. Cet indice se calcule à l'aide de la formule suivante :

$$\text{BOPA} = \text{Log} \frac{F_p}{F_a + 1} + 1$$

Où F_p est la fréquence des polychètes opportunistes et F_a est la fréquence des amphipodes hors *Jassa* spp..

Plus sa valeur est proche de 0, plus l'environnement est bon. de-la-Ossa-Carretero et Dauvin (2010) propose les limites de qualité suivantes :

Tableau 2-10: Correspondance entre la valeur de l'AMBI, le statut écologique et la classification de la pollution (d'après de-la-Ossa-Carretero et Dauvin (2010))

	BOPA	Statut Ecologique
	0,0≤0,02	Excellent
	0,02≤0,13	Bon
	0,13≤0,20	Moyen
	0,20≤0,26	Pauvre
	≥0,26	Mauvais

- Le BQI, Benthic Quality Index (Rosenberg *et al.* (2004) modifié par Leonardsson *et al.* (2009)) est un indice utilisant une valeur de sensibilité, le ES(50)_{0,05}, associée aux espèces. La formule appliquée est la suivante :

$$BQI = \left[\sum \left(\frac{N_i}{N_{\text{classifié}}} \right) * ES(50)_{0,05i} \right] * \text{Log}_{10}(S+1) * \left(\frac{N_{\text{total}}}{(N_{\text{total}}+5)} \right)$$

La liste de référence des valeurs de ES(50)_{0,05} est celle de 2014 obtenue par demande à Madame Céline Labrune de l'observatoire de Banyuls-sur-mer. Il s'agit d'une mise à jour de la liste établie en 2009 par Gremare *et al.* (2009).

Les limites de qualité écologique sont :

Tableau 2-11: Correspondance entre la valeur de l'AMBI, le statut écologique et la classification de la pollution (d'après Rosenberg *et al.* (2004))

	BQI	Statut Ecologique
	> 16,0	Excellent
	12,0 ≤ 16,0	Bon
	8,0 ≤ 12,0	Moyen
	4,0 ≤ 8,0	Pauvre
	≤ 4,0	Mauvais

L'ensemble de ces caractéristiques et indices permettent de suivre l'évolution de la qualité écologique de l'environnement via l'étude du macrobenthos de substrats meubles au cours du temps mais également dans l'espace.

6. Relation abondances macrobenthiques, paramètres environnementaux : Définition des habitats

Basé sur 428 échantillons, répartis sur le pourtour de la Corse, les habitats existants sont identifiés sur base des abondances macrobenthiques et des paramètres environnementaux. Les habitats sont déterminés par le calcul d'une Permanova et par ordination via une analyse canonique par coordonnées principales (CAP). Ces moyens de calcul et de représentation sont effectués à l'aide du add-on PERMANOVA+ pour PRIMER (Clarke et Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008).

a. La Permanova

La Permanova peut être vue comme une Anova multivariée ou Manova calculée sur base de permutations.

La Permanova (Anderson, 2001; McArdle et Anderson, 2001; Anderson *et al.*, 2008) employée pour identifier les habitats tient compte des abondances taxonomiques des peuplements et des facteurs de types environnementaux. Elle constitue un test statistique de réponses de variables à un ou plusieurs facteurs dans le cadre d'une analyse de variance utilisant la méthode de permutations. Elle peut se calculer à partir de n'importe quelle mesure de ressemblance (matrice de dissimilarité de Bray-Curtis, Distance Euclidienne, ...). Cette procédure permet de tester l'influence des facteurs pris individuellement mais également des combinaisons de facteurs. Elle calcule une valeur de p-value basée sur une procédure adaptée de permutations. Cette base permutationnelle explique le fait qu'une même Permanova effectuée sur un même jeu de données peut donner des différences minimales dans les valeurs de p-value obtenues sans pour autant modifier la signification du résultat.

Elle permet d'analyser des designs expérimentaux de tous niveaux de complexités.

Le calcul d'une Permanova nécessite deux étapes, la première créant le design du test et l'autre étant le test à proprement parlé. Le design consiste à lister les facteurs à tester ainsi que leur mode (fixé ou au hasard), leur imbrication et leur contraste. Le calcul est réalisé sur la matrice de ressemblance des

abondances moyennes transformées en racine carrée et sur base des options par défaut.

b. L'Analyse Canonique par Coordonnées Principales - CAP

L'analyse canonique par coordonnées principales (CAP) fait partie, comme son nom l'indique, des analyses canoniques, techniques d'ordination d'échantillons.

L'ordination est un moyen de représentation des ressemblances entre échantillons dans un espace à deux ou trois dimensions. Comme rappelé par Kindt et Coe (2005) par exemple, lors d'une ordination l'éloignement des points reflètent les différences existantes entre les stations. Deux types d'ordination existent :

1. les ordinations non contraignantes basées sur une matrice de données soit biologiques, soit environnementales. L'analyse par composante principale (ACP) et la "multi dimensional scaling" (MDS) font partie de ce mode d'ordination ;
2. les ordinations contraignantes basées sur deux matrices de données biologiques et environnementales. Elles tentent d'expliquer la différence de compositions biologiques par des différences environnementales. Il peut s'agir d'analyse de redondance (RDA), d'analyse de correspondance canonique (CCA), d'analyse par redondance basée sur la distance (db-RDA) ou encore l'analyse par coordonnées principales (CAP).

Ces analyses canoniques sont, selon Legendre et Legendre (2012), des analyses simultanées de deux ou plusieurs tables de données. Une des matrices intervient comme facteurs forçant l'ordination de l'autre. Pour les analyses écologiques une des tables constituent les abondances biologiques par stations et l'autre les données environnementales de ces mêmes stations. Cette dernière force l'ordination des données d'abondance. Deux grandes catégories existent :

1. les analyses asymétriques où il y a une réponse d'un jeu de données vis-à-vis d'un autre comme dans le cas de la CAP ou de la RDA ;

2. les analyses symétriques où les deux jeux de données jouent le même rôle dans l'étude, c'est-à-dire que leur ordre d'analyse de l'une vis-à-vis de l'autre est interchangeable.

L'analyse canonique par coordonnées principales est donc un moyen d'ordination contraignant et asymétrique, l'ordination d'une matrice étant forcée par l'autre. Elle peut s'appliquer à n'importe quelle distance écologique (distance euclidienne ou distance de dissimilarité de Bray-Curtis). Elle vise à décrire les patrons de rassemblement d'une série de données (biologiques dans cette étude) par l'emploi d'une autre série de données (environnementales dans ce cas) en supposant une réponse linéaire des données biologique le long d'un gradient linéaire de données environnementales.

La CAP (Anderson et Robinson, 2003; Anderson et Willis, 2003; Anderson *et al.*, 2008) est une procédure visant à identifier les axes responsables de la répartition de points le long de gradients. L'avantage d'une CAP par rapport à une MDS par exemple est qu'elle permet de mettre en évidence des axes non liés à la direction des variations totales dans les données. Elle fait ressortir des patrons de distributions non ou difficilement visibles à partir de méthodes d'ordination non contraignantes que sont les MDS, les ACP ou les PCO en utilisant le ou les axes qui séparent le mieux les groupes.

La CAP et la Permanova sont complémentaires. La Permanova teste la différence entre groupes ou s'il est possible de considérer l'existence de groupes. La CAP met en évidence ces différences et ces ensembles de stations. Dans la majorité des applications, la Permanova est effectuée en premier afin de mettre en évidence des différences significatives liées à certains facteurs. La CAP est effectué secondairement pour obtenir une représentation de ces différences, les caractériser et éventuellement développer des modèles prédictives pour des données futures (Anderson *et al.*, 2008).

c. L'analyse

Les abondances spécifiques importées dans PRIMER, peuplements par échantillons, sont transformées en racine carrée pour limiter l'influence des espèces trop abondantes par l'intermédiaire de la fonction TRANSFORM (OVERALL). Il s'agit en fait d'une normalisation des données. De ces données

normalisées, une matrice de ressemblance basée sur l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis est créée grâce à la fonction RESEMBLANCE.

Il est connu depuis de nombreuses années que les facteurs environnementaux influencent la répartition des organismes macrobenthiques. Parmi l'ensemble des facteurs existants, le choix s'est naturellement porté sur certains des plus importants et relevés systématiquement à chaque station étudiée. Dans le cadre de cette étude, les données environnementales supposées être des facteurs contraignants sélectionnées sont : la profondeur, la médiane granulométrique et le positionnement de l'échantillonnage dans une tâche de sable présente dans l'herbier à posidonies. La profondeur a été subdivisée en trois catégories (strictement inférieur à 10 m, 10-35 m, 35 m et plus), la médiane sédimentaire en trois catégories également (strictement inférieur à 250 μm ou sédiments fins, entre 250 et 500 μm ou sédiments moyens, plus ou égal à 500 μm ou sédiments grossiers) et le positionnement en deux catégories (hors herbier, dans l'herbier). Chaque station est caractérisée par une des possibilités pour chaque facteur pris en considération. Cette classification est ajoutée comme facteur lié à la matrice de ressemblance des données biologiques.

Les classes des facteurs employés dans la Permanova sont basées sur la classification de Wentworth (1922) pour le type sédimentaire et sur dire d'expert pour la profondeur liée à la profondeur d'action des vagues et la limite de la majorité des herbiers de posidonies. L'échantillonnage dans une tâche de sable dans l'herbier est défini par observations de terrain ou par comparaison de la localisation géographique du point et les cartes des fonds sédimentaires existantes effectuée au cours du programme LIMA (Guennoc *et al.*, 2001) ou NATURA 2000 (Bensettiti *et al.*, 2004).

A partir de la matrice de ressemblance, la Permanova est effectuée en deux étapes. Le design consiste à sélectionner les facteurs à prendre en considération et à les caractériser. Il est obtenu à partir de PERMANOVA DESIGN. Les trois facteurs sont la profondeur, la médiane granulométrique et l'herbier. Ce sont des facteurs à groupes fixés non imbriqués et non contrastés (les paramètres par défaut). Le calcul à proprement parlé est lancé en utilisant les paramètres par défaut pour les méthodes de permutations soit la

permutation des résidus sous un modèle réduit ayant de très bonnes propriétés empiriques et théoriques (Anderson *et al.*, 2008).

En fonction des résultats obtenus, des visualisations de groupes potentiels sont effectuées par CAP.

7. Les Conditions de Référence

Sur base des habitats identifiés, 90 stations échantillonnées en triplicats sont sélectionnées pour l'identification des conditions de référence. Ces stations sont assignées à un type d'habitat en fonction des paramètres environnementaux. Chaque habitat est représenté par un nombre plus ou moins élevé de stations : le minimum est de quatre stations et le maximum de 30. Il faut garder à l'esprit que les habitats possédant un petit nombre de stations auront des valeurs de conditions de référence à prendre avec précautions de par la faible représentativité existante. La définition des conditions de référence a été réalisée pour chaque habitat individuellement en prenant en compte différentes caractéristiques du peuplement :

1. la proximité d'une source potentiellement impactante (1: à proximité immédiate de la source, 2: à distance moyenne de la source ou sous influence moyenne de cette dernière et 3: très éloigné de la source ou sans influence anthropique) ;
2. les pourcentages d'opportunistes (Gr IV et V) et du groupe polluo-sensible (Gr I), éventuellement accompagné du groupe des espèces indifférentes (Gr II) ainsi que de l'équitabilité de Piélou (J').

Ces caractéristiques sont complétées par des dires d'expert.

En fonction de ces caractéristiques, les valeurs de richesse spécifique et de diversité sont identifiées pour les conditions bonnes et mauvaises ainsi que la valeur d'AMBI pour les conditions écologiques élevées. Pour les mauvaises conditions, la valeur par défaut de l'AMBI donnée par le programme AZTI est conservée, soit 6. Après cette première définition, des valeurs de référence peuvent être adaptées dans le cas où les valeurs de M-AMBI calculées sont supérieures à 1.

Une fois que les valeurs nécessaires au calcul du M-AMBI ont été définies, cet indice a été calculé pour chaque station de chaque habitat.

Dans le cas de faibles influences humaines pour distinguer de très faibles variations de qualité, une pondération par l'équitabilité a été appliquée. Cette multiplication de la valeur du M-AMBI par celle de l'indice de Piélou (J') donne un nouvel indice, le J'MAMBI.

Selon Birk *et al.* (2012), l'échelle de classification de statuts écologique peut être définie sur des bases écologiques, statistiques ou de dires d'expert. Diverses valeurs sont employées dans la littérature dont celles de Borja *et al.* (2007) pour la Méditerranée. Paganelli *et al.* (2011) proposent trois méthodes pour évaluer les valeurs de qualité. Leurs méthodes de calcul ont été testées sur les valeurs obtenues avec le J'MAMBI. Et c'est la méthode définissant la limite entre qualité élevée et bonne par la valeur moyenne du J'MAMBI augmentée de son écart-type qui donne des valeurs plausibles. Le statut ainsi identifié a été soumis à dire d'expert pour confirmation.

8. La Simplification Taxonomique

a. L'agrégation

La classification taxonomique de chaque espèce a été obtenue via la fonction MATCH TAXA de WORMS. Pour les taxons non identifiés jusqu'à l'espèce, leur nom est conservé en l'état jusqu'à atteindre le niveau d'identification correspondant. Par exemple, les genres utilisés dans le listing "espèce" sont conservés pour l'agrégation au niveau "genre". Il en est de même pour les familles identifiées dans ce même listing, leurs noms sont conservés dans le listing "genre" et "famille". Les identifications des taxons supérieurs tels que Nematoda, Plathyminthes, Nemertea, Oligochaeta sont également conservées d'un listing à l'autre.

L'agrégation des abondances du niveau spécifique "espèce" vers un niveau supérieur est effectuée par l'emploi de la fonction AGGREGATE de PRIMER (Clarke et Gorley, 2006). L'agrégation a été effectuée pour les niveaux "genre" et "famille". Elle est basée sur les noms d'espèces actualisés en date du 22 avril 2014.

b. La Polluo-sensibilité

A chaque niveau taxonomique, la valeur de polluo-sensibilité de chaque taxon considéré est déterminée. Ces valeurs sont obtenues au niveau "espèce" par l'intermédiaire du listing de mars 2012 du programme AZTI. Les espèces non reprises dans ce listing ont leur polluo-sensibilité évaluée par synonymie, ancien nom ou similarité au sien d'un même genre. S'il n'est pas possible de définir par ces moyens une valeur de sensibilité à la pollution, alors ces espèces sont considérées comme non assignées. Pour les niveaux supérieurs, les valeurs de polluo-sensibilités pour les "genres" et/ou "familles" repris dans le listing AZTI sont conservées. Les autres sont évaluées d'une des manières suivantes :

- Toutes les espèces d'un genre ou d'une même famille possèdent la même valeur de polluo-sensibilité, cette dernière est automatiquement conservée.
- Les espèces d'un même genre ou d'une même famille possèdent des valeurs différentes, trois manières de définition de la valeur de polluo-sensibilité sont employées :
 - En se basant sur la valeur la moins pénalisante dans les polluo-sensibilités proposées, c'est-à-dire la plus sensible. Cette méthode est référée comme Moins Pénalisant.
 - En se basant sur la valeur la plus pénalisante ou la plus résistante. Cette méthode est référée comme Plus Pénalisant.
 - En se basant sur la méthode d'évaluation proposée par Forde *et al.* (2013). Dans ce cas, même si les valeurs de sensibilité proposées sont différentes du listing AZTI parce qu'elles tiennent compte de la variabilité naturelle au sein d'un genre ou d'une famille, ces valeurs sont employées. Cette manière d'évaluer la sensibilité à la pollution correspond au calcul de la médiane des valeurs de sensibilité connues au niveau de l'"espèce". Pour certains niveaux, elles correspondent mieux aux connaissances actuelles des organismes rencontrés sur le pourtour insulaire. Cette méthode est référée comme Médiane.

Pour chaque niveau considéré, les valeurs de sensibilité à la pollution sont définies à partir des valeurs définies au niveau "espèce". De cette manière, les

approximations effectuées au niveau "genre" ne sont pas prise en considération au niveau "famille".

Les valeurs de sensibilité à la pollution considérées pour chaque niveau d'identification envisagé sont reprises à l'annexe 2.

c. Les conditions de référence dans le cas de la simplification taxonomique

Par habitat identifié au niveau spécifique "espèce" et pour chaque niveau d'identification taxonomique envisagé, les conditions de référence pour le calcul du M-AMBI sont définies pour chaque possibilité de listing d'assignement de la polluo-sensibilité (moins pénalisant, plus pénalisant, médiane). Les conditions de référence sont identifiées sur les mêmes bases que celles appliquées pour le référentiel "espèce" (p. 74-75).

Au préalable, l'AMBI de chaque station a été calculé ainsi que les indices de diversité et de richesse. Ces trois valeurs sont celles calculées par le programme AZTI.

Ces conditions de référence ont permis de calculer une valeur de M-AMBI lié à chaque station. Cette valeur de M-AMBI est multipliée par la valeur de l'indice de Piélu défini au niveau taxonomique considéré pour obtenir le J'MAMBI. Ce dernier est traduit en statut de qualité écologique sur base des limites calculées par la méthode définissant la limite entre qualité élevée et bonne par la valeur moyenne du J'MAMBI augmentée de son écart-type comme proposé par Paganelli *et al.* (2011). Ces valeurs sont comparées avec celles employées au niveau "espèce".

d. La définition du niveau taxonomique suffisant

Après avoir déterminé les conditions de référence en fonction des possibilités d'assignement, le choix de la méthode d'assignement à conserver dépend des résultats reflétant le mieux la situation écologique réelle. Pour le niveau "genre", le choix prend en compte le nombre de genres assignés ainsi que le nombre minimal de stations dont le pourcentage de taxons non assignés était supérieur à 20 %. Pour le niveau "famille", le choix s'est porté sur les conditions de référence donnant des valeurs de J'MAMBI intermédiaire aux autres possibilités et assurant une uniformisation de la méthode employée.

Sur base des référentiels sélectionnés, une comparaison entre les statuts obtenus au niveau "genre" et/ou "famille" avec ceux obtenus au niveau "espèce" est effectuée. Des corrélations de Spearman des valeurs de J'MAMBI ont été calculées sur l'ensemble des 90 stations utilisées via le logiciel PRISM ainsi que des droites de corrélation et le R^2 sous Excel.

En plus de ces analyses quantitatives, une analyse qualitative est réalisée. Comme l'indice employé est le même mais que les niveaux d'identification sont différents, une analyse de Kappa de Cohen (Cohen, 1960; 1968) a été effectuée.

L'absence de différence significative entre le niveau "espèce" et le niveau supérieur et le bon accord entre les résultats permet d'identifier le niveau taxonomique susceptible d'être suffisant.

La comparaison des variations des EQR au sein d'un gradient entre les différents niveaux taxonomiques doit permettre d'affiner les résultats obtenus dans le cadre d'une comparaison point par point. En effet, l'important est de voir l'évolution des EQR le long de gradient spatial ou temporel de perturbations. Les tendances doivent être similaires. Arbitrairement, il a été choisi qu'une variation entre les différences d'EQR entre niveaux de plus de 0.1 était importante, sachant qu'un EQR varie entre 0 et 1.

9. Les tests statistiques

Au cours de ce travail, différents tests statistiques ont été utilisés. Les principaux tests sont le test t de Student, le test G, la corrélation de Spearman, le test de Kruskal-Wallis, le coefficient de régression, le kappa de Cohen.

Comme il s'agit de tests classiquement employés, ces tests ne seront pas expliqués plus avant. Les personnes intéressées sont priées de se référer à des livres spécialisées.

Chapitre 3 : Les habitats infralittoraux corses



1. Contexte - Intérêt de l'identification des habitats disponibles pour les peuplements macrobenthiques

Dans le cadre de grands programmes internationaux comme la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE), les évaluations de la qualité écologique sont effectuées par masse d'eau et typologie. Selon les recommandations de l'Europe, une masse d'eau peut être subdivisée en sous-masses d'eau en fonction des caractéristiques rencontrées afin d'avoir une homogénéité apparente de la zone échantillonnée. Cette homogénéité assure la possibilité de comparaison entre stations d'une même zone et de définir des ratios de qualité écologique (EQR). Ces valeurs de qualité sont traduites en statut de qualité écologique moyenne (EcoQS) pour la zone considérée. Mais malgré une homogénéité apparente à grande échelle spatiale, des différences à petites échelles spatiales peuvent exister par la présence de plusieurs habitats, possédant leur propres caractéristiques physiques, chimiques et biologiques (Borja *et al.*, 2010). Selon entre autres ces auteurs, comme certains indices sont spécifiques de l'habitat, il est possible que la qualité générale d'une zone varie en fonction de l'habitat considéré. De plus, des perturbations locales peuvent être présentes. Donc, à petite échelle spatiale, il est possible de mettre en évidence des variations de statut de qualité écologique masquées lorsque les observations sont effectuées à plus grande échelle.

De plus, il est connu depuis de nombreuses années que les peuplements sont naturellement différents en fonction de la profondeur, de la nature sédimentaire et de quelques autres facteurs biotiques et abiotiques. Pérès et Picard (1964) ont montré entre autres que (1) les biocénoses des sables grossiers à courants de fond sont constitués de peuplements naturellement pauvres ; (2) plus le milieu est stable, plus l'abondance et la diversité sont importantes ; (3) un sédiment fin est naturellement plus diversifié et riche qu'un sédiment grossier. Utiliser les mêmes références pour des habitats naturellement variant en abondances et en diversités populationnelles n'est dès lors pas cohérent. En effet, si un milieu naturellement pauvre, non perturbé est comparé avec un milieu naturellement riche, non perturbé sur base d'une même référence de bonnes conditions environnementales élevée par exemple, le premier sera déterminé comme possédant un peuplement perturbé et le second un peuplement sain. Par contre, en se basant sur des références propres à chaque habitat, les peuplements de ces deux milieux seront liés à un

statut écologique bon à très bon. Donc connaître les habitats et les peuplements associés permettent de définir la qualité écologique d'un milieu en fonction d'une échelle propre à chaque habitat. La définition de qualité écologique passe par l'emploi d'indice de qualité. Dans l'ensemble des indices utilisant des caractéristiques du peuplement, le M-AMBI (Muxika *et al.*, 2007) est couramment employé et utilise la richesse et la diversité populationnelle. De par son emploi largement répandu, cet indice est également employé au cours de cette étude.

La dépendance à l'habitat pour le M-AMBI a été montrée par divers auteurs dont de Paz *et al.* (2008), Simboura et Reizopoulou (2008), Teixeira *et al.* (2008), en milieux estuariens. Mais les conditions environnementales peuvent également fortement varier en milieu côtier étant à l'origine de différents habitats. Pour adapter au mieux le calcul du M-AMBI aux situations présentes et déterminer des statuts écologiques tenant compte des caractéristiques populationnelles liées aux habitats, la définition de ces derniers est indispensable. De plus, posséder des conditions de référence constantes pour un même habitat facilite les comparaisons dans l'espace et le temps entre stations d'un même habitat mais également entre habitats. En effet, comme les références sont adaptées à chaque habitat, les statuts écologiques définis prennent en compte les variations naturelles des caractéristiques populationnelles des habitats et sont donc comparables.

Au vu des précédentes constatations, pour appliquer le M-AMBI aux peuplements échantillonnés sur le pourtour de la Corse, il est donc nécessaire d'identifier les habitats présents.

Une fois les habitats identifiés, des conditions de référence de bonne et mauvaise qualités pour les peuplements macrobenthiques de chaque habitat pourront être définies et permettront le calcul du M-AMBI de chaque station. Ces valeurs de conditions de référence et de qualité associée formeront la base pour le développement de la suffisance taxonomique.

2. Echantillons et méthodes

Un résumé des échantillons et méthodes employées au cours de ce chapitre est présenté ci-après. Une description plus détaillée est disponible au chapitre Matériel et Méthodes.

a. Echantillons

Pour identifier les habitats, 428 échantillons provenant de 198 stations ont été employées (Figure 2-5). Chaque échantillon correspond à un jeu d'abondances macrobenthiques soit une donnée biologique. Il est possible que plusieurs données biologiques soient associées à une donnée environnementale dans le cas où ces données biologiques proviennent de stations échantillonnées en réplicats multiples. Dans ce cas, la donnée environnementale est répliquée pour que chaque donnée biologique ait sa correspondance et que les listings soient de longueur équivalente. Le choix de travailler par réplicat (échantillons) permet de maximiser le nombre de peuplements macrobenthiques analysés pour l'identification d'habitats sans mélanger des peuplements moyennés provenant d'un nombre variable de réplicats.

b. Méthodes

Une requête sollicitée dans la base de données des études effectuées par les équipes de STARESO a sélectionné les échantillons exploitables pour cette identification ainsi que les données environnementales (Profondeur, médiane granulométrique, coordonnées géographiques) et macrobenthiques associées.

Les données macrobenthiques sont actualisées en date du 22 avril 2014 par la procédure MATCH TAXA de WORMS et représentent 1059 taxons dont 862 espèces et 166 genres. La majorité des analyses se font par l'intermédiaire du programme PRIMER (Clarke et Gorley, 2006) et de son add-on PERMANOVA+ (Anderson *et al.*, 2008). Les techniques classiques sont employées ainsi que la Permanova et l'analyse canonique par coordonnées principales (CAP). A partir des données de départ, les caractéristiques biocénologiques sont obtenues par l'intermédiaire de la procédure DIVERSE. Des données d'abondances transformées en racine carrée, une matrice de ressemblance est réalisée sur base du coefficient de Bray-Curtis. A partir de cette matrice, la Permanova et l'ordination sont calculées.

3. Résultats

A partir de la matrice de ressemblances calculée sur base des abondances transformées en racine carrée, une ordination non contraignante de type MDS pour les données macrobenthiques est réalisée (Figure 3-1). Aucun regroupement n'est mis en évidence.

A partir de cette même matrice de ressemblance, un classement des stations à l'aide d'un cluster constituant un autre moyen classique de mise en évidence de regroupements est effectué. Tout comme dans le cas d'une ordination non contraignante, aucun des facteurs environnementaux considérés n'expliquent les regroupements de très faibles similarités observables.

Par l'absence de résultats probants par ces méthodes d'ordination et de classement classiques, une autre solution d'identification de regroupements des assemblages macrobenthiques doit être envisagée. La solution testée au cours de ce travail est l'utilisation d'un moyen d'ordination contraignante associé à l'emploi de la Permanova. Dans ce cas d'analyse, les facteurs environnementaux influençant les assemblages macrobenthiques doivent être définis.

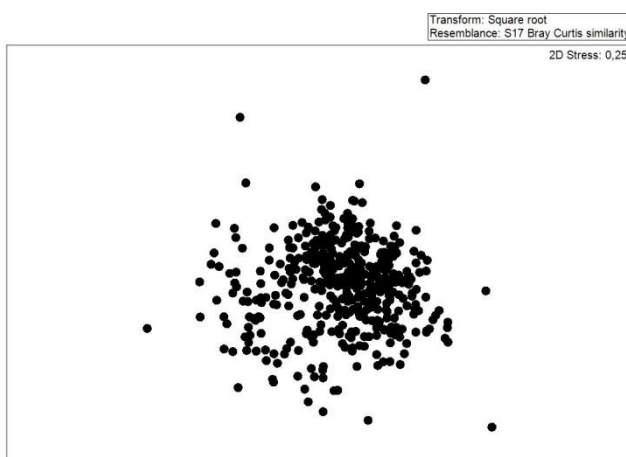


Figure 3-1:
MDS portant sur
l'ensemble des données

Il est connu que les principaux facteurs physiques influençant la répartition des espèces au sein de l'environnement sont la profondeur et le type sédimentaire. La position de l'échantillon dans une tâche de sédiments meubles dans l'herbier de posidonies, *Posidonia oceanica* vient compléter ces facteurs. Ces trois facteurs constituent les paramètres environnementaux sélectionnés

comme pouvant influencer seul ou en combinaison la répartition des assemblages macrobenthiques sur le pourtour corse. Sur base de ces facteurs, une Permanova à trois facteurs fixes est effectuée sur la matrice de ressemblance des données biologiques. Les facteurs profondeur (Pr), médiane granulométrique (Se), échantillonnage dans une tâche de sédiments meubles dans l’herbier (He) et l’ensemble des combinaisons ont une influence significative sur les assemblages macrobenthiques (Permanova, $p < 0.001$; Tableau 3-1).

Source	P (perm)
Pr	0,001
Se	0,001
He	0,001
PrxSe	0,001
PrxHe**	0,001
SexHe	0,001
PrxSexHe**	0,001

Tableau 3-1:

Valeurs de p-value obtenues en fonction des facteurs sur l’ensemble des données. Pr=Profondeur, Se=Médiane granulométrique, He=tâche de sédiments meubles dans l’herbier à posidonies ainsi les combinaisons de facteurs. **= Terme ayant une ou plusieurs cellules vides P(perm)= p-value obtenue par permutation.

En fonction de ces résultats, une CAP est réalisée sur base du facteur forçant regroupant les trois facteurs d’influence (Figure 3-2). Ce facteur forçant a été choisi car il tient compte des trois facteurs environnementaux considérés et de leurs influences combinées. De cette CAP, trois habitats sont identifiés, se situant au-delà de 35 m de profondeur et basés sur les différences granulométriques. Un zoom sur le groupe constitué des stations de moindre profondeur est nécessaire pour visualiser d’éventuels autres habitats. Dans un premier temps, ce zoom est réalisé sur l’ensemble des stations entre la surface et 35 m de profondeur. Une séparation entre les stations échantillonnées dans l’herbier et celles hors de l’herbier peut être effectuées (Figure 3-3).

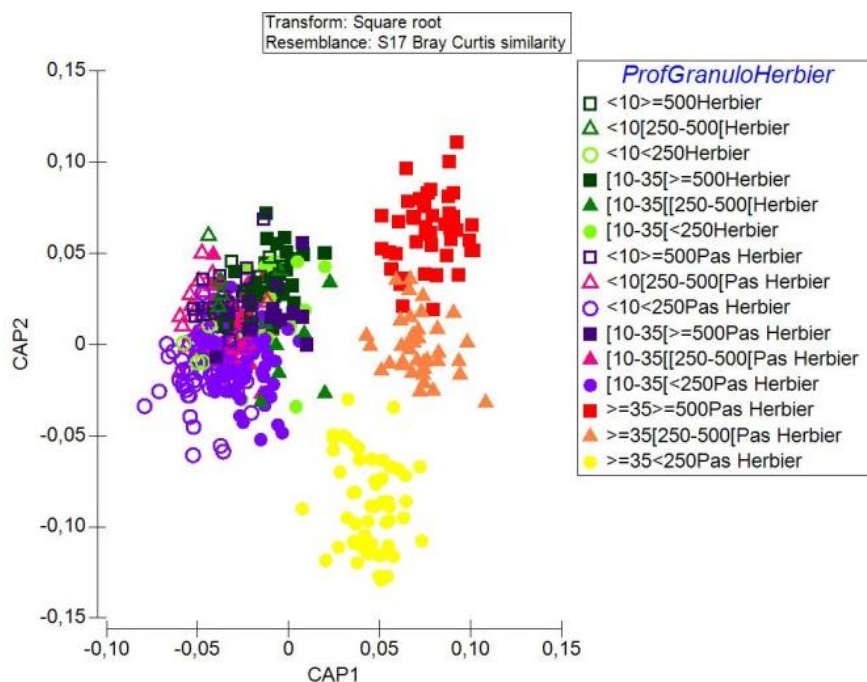


Figure 3-2: CAP effectuée sur l'ensemble de stations considérées avec le facteur forçant suivant : "Profondeur x Granulométrie x présence dans l'herbier".

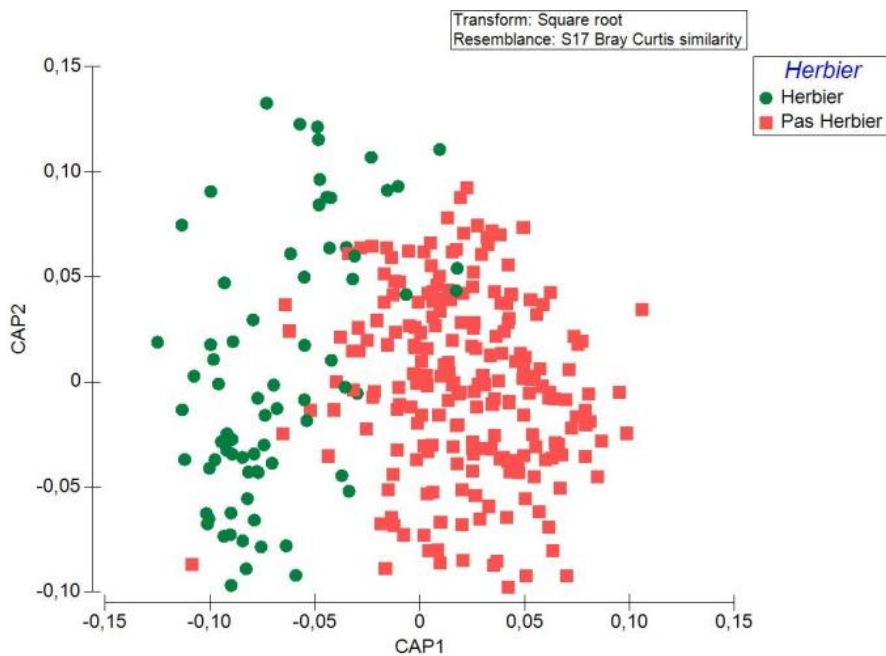


Figure 3-3: CAP effectuée sur les stations situées entre la surface et 35 m de profondeur avec le facteur forçant suivant : "Profondeur x Granulométrie x présence dans l'herbier" avec une mise en évidence du lieu.

Le groupe "Tâche de sédiments meubles dans l'herbier", appelée ci-après tâche de sable dans l'herbier se compose de 73 échantillons. Une Permanova à deux facteurs fixes (profondeur et granulométrie) effectuée sur la matrice de ressemblance de ce groupe montre une influence significative des deux facteurs et de leur combinaison (Permanova, $p < 0.001$). Pour visualiser ce résultat, une CAP avec les facteurs combinés comme contrainte ne montre pas de groupements clairs de stations, surtout au vu du faible nombre d'échantillons de faibles profondeurs (Figure 3-4). De plus, certaines stations possédant des sédiments fins sont en réalité des stations de sédiments plus grossiers fortement envasés, traduisant une influence anthropique importante. C'est par exemple le cas des échantillons effectués dans le cadre d'un suivi aquacole dans une baie semi-fermée où une différence existe entre la station échantillonnée sous la ferme aquacole et celle située à 300 m de la concession. Le choix a donc été fait de conserver l'ensemble des échantillons de cet habitat ensemble sans distinction du type sédimentaire ou de la profondeur.

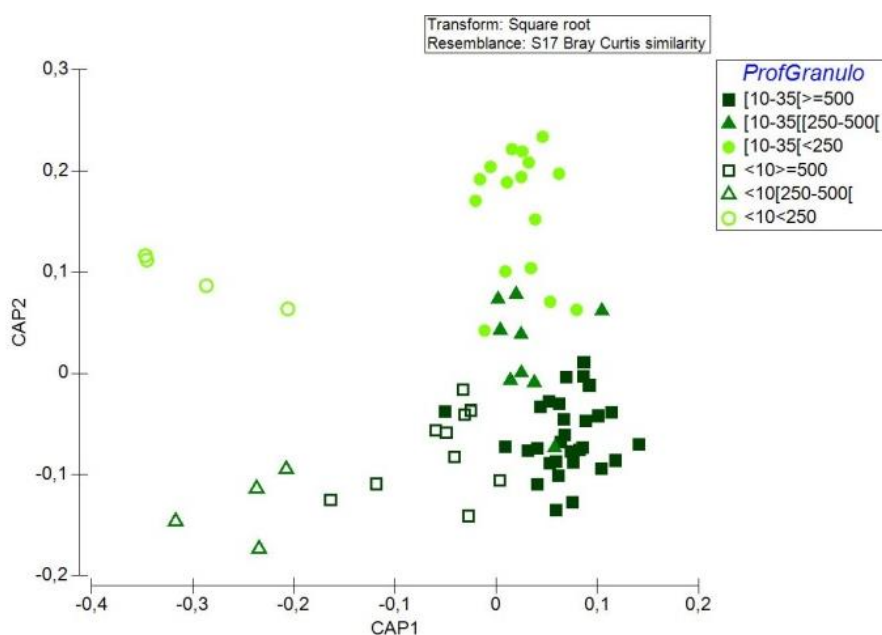


Figure 3-4: CAP effectuée sur les stations localisées dans une tâche de sable dans l'herbier à posidonies en fonction du facteur forçant suivant : "Profondeur x Granulométrie x présence dans l'herbier".

Sur les échantillons restants, une Permanova confirme que la profondeur, la médiane granulométrique et la combinaison des deux ont une influence significative sur les regroupements d'assemblages macrobenthiques (Permanova, $p < 0.001$). Une visualisation de l'effet combiné par une CAP permet d'identifier quatre habitats (Figure 3-5).

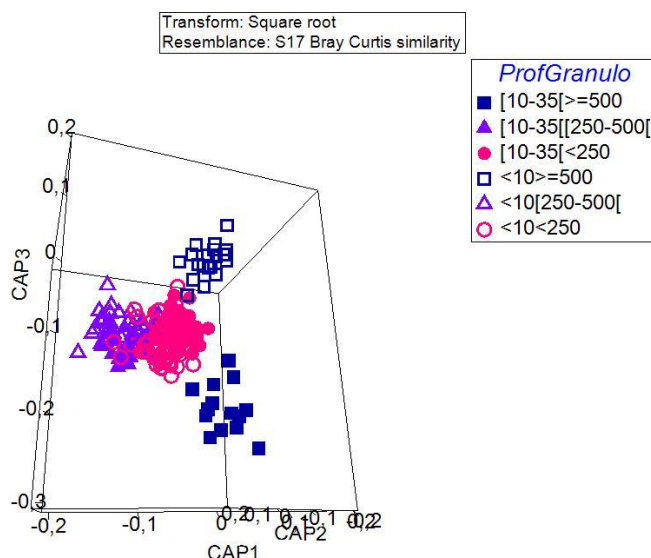


Figure 3-5: CAP effectuée sur les échantillons localisés hors d'une tâche de sable dans l'herbier à posidonies en fonction du facteur combiné Profondeur-Médiane granulométrique (Prof-Sed).

■ = Sédiments grossiers ; ▲ = Sédiments moyens ● = Sédiments fins ; Plein : profondeur entre 10 et 35 m ; Creux : profondeur entre la surface et 10 m.

Au total, huit habitats ont été identifiés, nommés et abrégés dans la suite comme:

- Tâche de sable dans l'herbier, sans distinction de granulométrie : S Herbier,
- Sédiment fins de plus de 35 m de profondeur : SF +35,
- Sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur : SM +35,
- Sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur : SG +35,
- Sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de fond : SG 10/35,
- Sédiments grossiers entre la surface et 10 m de fond : SG 0/10,
- Sédiments moyens entre la surface et 35 m de fond : SM 0/35,
- Sédiments fins entre la surface et 35 m de fond : SF 0/35.

Chaque habitat regroupe un nombre varié de stations et couvre une large gamme de profondeur et de type sédimentaire (Tableau 3-2) s'étendant sur l'ensemble des intervalles considérés.

Tableau 3-2: Nombre d'échantillons(Ech) identifiés dans chacun des habitats (Habitat) ainsi que la profondeur (m) minimale, moyenne avec l'écart-type et maximale et la médiane granulométrique (μm) minimale, moyenne avec l'écart-type et maximale pour chaque habitat.

Habitat	Ech	Profondeur (m)			Médiane granulométrique (μm)		
		Min	Moy±Ecart-type	Max	Min	Moy±Ecart-type	Max
S							
Herbier	73	4,7	15,26±6,98	32	7,4	737,81±643,93	2000
SF +35	53	36	40,72±2,78	47	58,2	140,97±64,32	243,6
SF 0-35	133	1,2	11,08±6,79	32	4,9	123,72±73,5	246
SM +35	37	37	41,92±2,70	48	268,8	362,51±45,11	450,1
SM 0-35	54	1	9,44±6,98	29	251	375,37±66,30	490
SG +35	45	37	41,17±3,22	45	558	1054,05±420,99	2025,95
SG 0-10	19	1,2	5,06±3,02	9	623,6	1081,54±445,86	1877
SG 10-35	14	10	22,59±7,45	29	552	2078,70±5160,07	20000

Sur les 428 échantillons employés pour définir les habitats présents sur le pourtour corse, près d'un tiers (133 échantillons) est identifié dans les sédiments fins entre la surface et 35 m de profondeur et pratiquement un sixième (73 échantillons) est composé de points situés dans une tâche de sable dans l'herbier.

Après cette caractérisation sédimentologique de chaque habitat, les assemblages macrobenthiques de chacun peuvent également être caractérisés. Pour effectuer cette caractérisation, deux points de vue peuvent être adoptés : (1) l'ensemble des peuplements est pris en considération, sans distinction des statuts écologiques, (2) seules les stations suivies via un échantillonnage multiple et reconnues de statut écologique bon et élevé sont considérées. Cette seconde possibilité est réalisable après identification des bonne et mauvaise conditions environnementales de chaque habitat. Néanmoins, ce dernier moyen est sélectionné pour caractériser les peuplements dits "normaux" de chaque habitat. De plus, prendre en considération les stations et non plus les échantillons dans cette caractérisation populationnelle semble le moyen le plus adapté pour qualifier les peuplements. En effet, une station où

un échantillonnage multiple a été réalisé permet d'obtenir une plus grande représentativité de la diversité existante sur la zone étudiée.

Pour caractériser ces peuplements, il est nécessaire de connaître les préférences de milieu de vie des espèces et taxons recensés dans un type d'habitat et de mettre en avant leur contribution dans la similarité inter-populationnelle de cet habitat. Grâce aux recherches et publications effectuées durant les décennies passées (e.g. : Pérès et Picard (1964), UNEP (2006), Blanchet *et al.* (2004) ou encore les livres "Faune de France" ou spécifiques des amphipodes de la Méditerranée), la majorité des invertébrés benthiques a pu être inféodée à un milieu de vie préférentiel ou reconnue comme possédant une large répartition géographique (Lre) ou sans signification particulière (Sspr). La macrofaune reconnue Lre se rencontre dans tous les milieux et peut masquer la caractérisation des assemblages d'un habitat. C'est le cas, par exemple, d'*Aponuphis bilineata* (Baird, 1870) et d'*Owenia fusiformis* Delle Chiaje, 1844 qui contribuent de manière plus ou moins importante à la similarité des peuplements de différent habitats, sans spécificité. Ce sont "juste" des espèces cosmopolites qui sont en mélange avec des espèces inféodées au milieu sédimentaire de l'habitat considéré.

Prendre en considération ces espèces dans le calcul de similarités entre les peuplements échantillonnés dans chaque habitat modifie peu les pourcentages de similarité calculées sans prendre en compte ces espèces (Tableau 3-3, colonnes 3 et 4) mais fait varier l'importance et les pourcentages de contribution des espèces. Tout comme en prenant en compte ou non les espèces sans signification particulière ou celles dont la préférence de milieu de vie n'est pas encore connue (Tableau 3-3, colonnes 3 et 5), c'est-à-dire en tenant compte uniquement des espèces assignées à un milieu de vie préférentiel. Seules les colonnes 3 et 5 du tableau 3-3 font l'objet de comparaisons. Par exemple, dans l'habitat des sédiments moyens de la surface à 35 m de profondeur, lorsque les espèces Lre contribuent à la similarité : *Lucinella divaricata* (Linnaeus, 1758), espèce Lre contribue à 15.87 % de la similarité observée et *Hippomedon massiliensis* Bellan-Santini, 1965, espèce inféodée aux sables et secondairement aux vases contribuent à 6.85 % de cette similarité. Par contre, lorsque les espèces Lre, Sspr et non inféodées ne sont pas prises en considération, cette dernière espèce contribue à 10.76 % de la similarité observée entre les stations de cette habitat. Un autre exemple, pour

l'habitat des sédiments grossiers de plus de 35 m, quand l'ensemble des taxons sont pris en considération, *Aponuphis bilineata* (Baird, 1870), espèce Lre, contribue pour 4.21 % à la similarité des stations de cet habitat tandis que *Protodorvillea kefersteini* (McIntosh, 1869), espèce inféodée au sables grossiers contribue à 3.8 %. Mais, en prenant en compte uniquement les espèces et taxons assignés, *Protodorvillea kefersteini* contribue à 5.63 % de la similarité. Il est possible de faire le même type d'observation pour la majorité des types d'habitat recensés.

Tableau 3-3: Nombre de station reconnue en qualité écologique bonne à très bonne (Station) et pourcentage (%) de similarité entre les peuplements échantillonnés dans les différents habitats, en considérant toutes les espèces (Toutes espèces), en considérant toutes les espèces à l'exception de celles à large répartition écologique (Lre - Sans espèces Lre) et uniquement les espèces inféodées à un milieu (Espèces inféodées) c'est-à-dire sans les espèces Lre ni celles sans signification significative (Sspr) ou celles dont l'assignement n'est pas précisé (non assignées).

Habitat	Station	% Similarité		
		Toutes espèces	Sans Espèces Lre	Espèces inféodées
S Herbier	4	10,64	11,36	13,61
SF +35	10	27,20	25,21	27,33
SM +35	7	28,32	26,16	28,51
SG +35	9	31,06	28,50	30,77
SF 0/35	18	22,32	21,32	22,76
SM 0/35	5	16,90	14,87	15,64
SG 10/35	2	17,33	18,91	20,72
SG 0/10	2	23,26	23,71	26,41

Pour chaque habitat, en considérant les stations de qualité écologique bonne et excellente, les similarités entre stations sont relativement bonnes pour des peuplements macrobenthiques (> 20 %). Les deux habitats où les similarités sont plus faibles appartiennent aux habitats faiblement échantillonnés sur le pourtour corse. Cela met en avant l'importance d'une mise à jour de ces résultats après l'obtention de nouvelles données d'intérêt.

Outre les préférences de milieux de vie qui permettent d'expliquer les espèces ou taxons intervenant dans les similarités de stations d'un habitat, il est également possible de voir si ces organismes constituent des espèces constantes ou fidèles à l'habitat considéré (Tableau 3-4). Ces dernières ont été déterminées par les méthodes proposées dans Blanchet *et al.* (2004). Pour

chaque habitat, les espèces ou taxons contribuant majoritairement à la similarité sont des espèces ou taxons constants ou communs. Par contre, même s'il existe des espèces fidèles aux habitats, elles n'interviennent que très peu dans les similarités intra-habitats.

Tableau 3-4: Espèce ou taxon présentant une constance et une fidélité pour chaque habitat ainsi que leur préférence de milieu de vie. Gr. taxo : Groupe taxonomique ; Cru : Crustacés ; Ech : Echinodermes ; Mol : Mollusques ; Pol : Polychètes ; Sip : Sipunculien. Alg : Algues ; C : Coralligène ; D : Détritique ; DC : Détritique côtier ; DE : Détritique envasé ; H : herbier de posidonies ; Hydraire : Hydraire ; Lre : Large répartition écologique ; Maërl : Maërl ; Mixt : Mixte ; MO : Matière organique ; S : Sables ; SF : Sables fins ; SFBC : Sables fins bien calibrés ; SG : Sables grossiers ; SGCF : Sables grossiers à courants de fond SV : Sablo-vaseux ; R : Roche ; V : Vases ; VS : Vaso-sableux ; VTC : Vases terrigènes côtières.

Habitat	Gr. taxo	Espèce ou taxon	Constance	Fidélité	Préférence Milieu
S Herbier	Cru	<i>Liocarcinus pusillus</i>	Commune	Préférante	SGCF
	Cru	<i>Euthalenessa oculata</i>	Commune	Préférante	SG
SF 0/35	Cru	<i>Caprella acanthifera</i>	Commune	Préférante	H/Alg
	Cru	<i>Microdeutopus anomalus</i>	Commune	Préférante	H/Alg
	Cru	<i>Processa</i> sp.	Commune	Préférante	V
	Mol	<i>Abra alba</i>	Commune	Exclusive	V MO
	Mol	<i>Modiolus barbatus</i>	Commune	Exclusive	R
	Mol	<i>Parvicardium exiguum</i>	Commune	Exclusive	V/S/SG
	Pol	<i>Malmgreniella lunulata</i>	Commune	Préférante	DE
	Pol	<i>Pilargis verrucosa</i>	Commune	Exclusive	V/SV
SF +35	Cru	<i>Ampelisca sarsi</i>	Commune	Préférante	S/SV
	Mol	<i>Diastylis rugosa</i>	Commune	Élective	V
	Cru	<i>Ericthonius punctatus</i>	Commune	Exclusive	DC/Alg/H
	Cru	<i>Harpinia dellavallei</i>	Commune	Élective	V/S
	Cru	<i>Leucothoe lilljeborgi</i>	Commune	Préférante	VS/VTC/V
	Cru	<i>Metaphoxus simplex</i>	Constante	Préférante	V/S
	Cru	<i>Westwoodilla rectirostris</i>	Commune	Préférante	V
	Mol	<i>Calyptrea chinensis</i>	Commune	Elective	SG/DC
	Mol	<i>Myrtea spinifera</i>	Commune	Préférante	VS/Lre/MO
	Mol	<i>Nucula nucleus</i>	Commune	Préférante	SG/V
	Mol	<i>Nuculana pella</i>	Constante	Préférante	V/SV
	Pol	<i>Thyasira flexuosa</i>	Commune	Préférante	V
	Pol	<i>Goniada norvegica</i>	Commune	Elective	SV
	Pol	<i>Maldane glebifex</i>	Commune	Préférante	V

Chapitre 3 : Les habitats infralittoraux corses

	Pol	<i>Micronephthys</i> sp.	Commune	Préférante	S
	Pol	<i>Paralacydonia paradoxa</i>	Commune	Préférante	VTC
	Pol	<i>Sabellides octocirrata</i>	Constante	Préférante	V/S/mixt
	Pol	<i>Spiophanes kroyeri</i>	Commune	Préférante	V
	Sip	<i>Golfingia vulgaris vulgaris</i>	Commune	Eléctive	V
SG 0/10	Cru	<i>Atylus massiliensis</i>	Commune	Préférante	SF
	Cru	<i>Cleantis prismatica</i>	Commune	Exclusive	DC
	Cru	<i>Leucon mediterraneus</i>	Commune	Exclusive	V
	Ech	<i>Oestergrenia digitata</i>	Commune	Exclusive	VTC
	Mol	<i>Abra segmentum</i>	Commune	Exclusive	VS
	Mol	<i>Acanthocardia paucicostata</i>	Commune	Elective	V
	Mol	<i>Politapes aureus</i>	Commune	Elective	mixt
	Pol	<i>Aponuphis rigida</i>	Commune	Préférante	S/Dragages
	Pol	<i>Capitella minima</i>	Commune	Préférante	S/V/SG envasé
	Pol	<i>Cirriformia tentaculata</i>	Commune	Préférante	V
	Pol	<i>Lagis koreni</i>	Commune	Préférante	S
	Pol	<i>Microspio</i> sp.	Commune	Préférante	S-Mixt
	Pol	<i>Phylo</i> sp.	Commune	Exclusive	
SG 10/35	Cru	<i>Atylus vedlomensis</i>	Commune	Préférante	S
	Cru	<i>Bathyporeia sunnivae</i>	Commune	Exclusive	S
	Cru	<i>Cheirocratus sundevalli</i>	Commune	Préférante	V/S/C
	Cru	<i>Deflexilodes acutipes</i>	Commune	Elective	V
	Cru	<i>Leptocheirus hirsutimanus</i>	Commune	Exclusive	SG/LH
	Mol	<i>Donax variegatus</i>	Commune	Préférante	SF
	Mol	<i>Tellimya ferruginosa</i>	Commune	Exclusive	SV
	Pol	<i>Caulleriella bioculata</i>	Constante	Préférante	S
	Pol	<i>Chaetozone corona</i>	Commune	Elective	SF/SV
	Pol	<i>Exogone dispar</i>	Commune	Elective	S/V/H/DC
	Pol	<i>Glycera lapidum</i>	Constante	Préférante	SG
	Pol	<i>Paradialychone gambiae</i>	Commune	Préférante	S/H
	Pol	<i>Paraonis fulgens</i>	Commune	Elective	SFBC
	Pol	<i>Pista mediterranea</i>	Commune	Elective	V
	Pol	<i>Syllis gerlachi</i>	Commune	Préférante	C/ALG/H
	Pol	<i>Lumbrinerides amoureuxi</i>	Commune	Exclusive	SG
	Pol	<i>Parapionosyllis elegans</i>	Commune	Exclusive	SG
	Pol	<i>Salvatoria yraidae</i>	Commune	Exclusive	R/GALET
	Pol	<i>Syllis tyrena</i>	Commune	Exclusive	SG

Chapitre 3 : Les habitats infralittoraux corses

SG +35	Cru	<i>Bathyporeia leucophthalma</i>	Commune	Exclusive	S
	Cru	<i>Hippomedon oculatus</i>	Commune	Préférante	V/D
	Cru	<i>Lysianassa insperata</i>	Commune	Elective	V/D
	Mol	<i>Gonilia calliglypta</i>	Constante	Elective	SG
	Pol	<i>Euratella salmacidis</i>	Commune	Exclusive	V/pierre
	Pol	<i>Leiochone tricirrata</i>	Commune	Préférante	Mixt
	Pol	<i>Paradialychone gambiae</i>	Commune	Elective	S/H
	Pol	<i>Pista elongata</i>	Commune	Elective	S/DC/Alg/Hydraire
	Pol	<i>Sphaerosyllis bulbosa</i>	Commune	Préférante	DC/SG/maerl
	Pol	<i>Sphaerosyllis ovigera</i>	Commune	Elective	C
	Pol	<i>Syllis amica</i>	Commune	Elective	C/H/SG
SM 0/35	Mol	<i>Chamelea gallina</i>	Constante	Préférante	V/S
	Mol	<i>Donax semistriatus</i>	Commune	Exclusive	S
	Pol	<i>Polyopthalmus pictus</i>	Constante	Préférante	H/Alg/ SG
SM +35	Cru	<i>Bathyporeia nana</i>	Commune	Préférante	S
	Cru	<i>Cheirocratus sundevalli</i>	Commune	Elective	V/S/C
	Cru	<i>Iphinoe serrata</i>	Commune	Elective	DE
	Ech	<i>Spatangus purpureus</i>	Commune	Préférante	SG
	Mol	<i>Antalis dentalis</i>	Commune	Elective	S
	Mol	<i>Solemya togata</i>	Constante	Préférante	H
	Pol	<i>Aglaophamus malmgreni</i>	Commune	Elective	V profond
	Pol	<i>Ampharete grubei</i>	Commune	Préférante	SV
	Pol	<i>Cirratulus cirratus</i>	Commune	Préférante	V/SV
	Pol	<i>Hypsicomus stichophthalmos</i>	Commune	Préférante	R
	Pol	<i>Monticellina heterochaeta</i>	Constante	Préférante	V
	Pol	<i>Neosabellides oceanica</i>	Commune	Elective	V
	Pol	<i>Pherusa plumosa</i>	Commune	Exclusive	V
	Pol	<i>Pionosyllis lamelligera</i>	Commune	Préférante	Alg/H
	Pol	<i>Sabella pavonina</i>	Commune	Préférante	R
	Pol	<i>Syllidia armata</i>	Commune	Elective	Alg/R/C

Par habitat, les espèces ou taxons constants, communs et de fidélité élevée, possèdent des préférences de milieu de vie de l'habitat correspondant (Tableau 3-4, colonne 5).

4. Discussion

Il est de plus en plus souvent nécessaire de connaître la qualité écologique d'un site soumis ou non à des influences anthropiques. Cette connaissance est même devenue une obligation pour de grands programmes ou directives internationales tels que la DCE (2000/60/CE) ou la DCSMM (2008/56/CE) mais également pour des directives législatives plus régionales telles que celles relatives aux Autorisations d'Occupation Temporaire, AOT (articles L-2122-6 et L-2122-9 du code de la propriété des personnes publiques ou celle demandée par les collectivités territoriales). La connaissance doit permettre d'agir en prenant des mesures de restauration ou de conservation du milieu afin de maintenir un environnement viable pour la faune et la flore. La définition de la qualité écologique passe entre autres par l'étude du macrobenthos de substrats meubles et le calcul d'indice dont le M-AMBI. Le choix qui a été fait dans cette étude d'appliquer le M-AMBI est lié à son utilisation mondiale dans l'étude de diverses sources de perturbations. D'ailleurs, Borja *et al.* (2015) ont classé cet indice parmi les meilleurs indices existants.

Dans les grands programmes internationaux visant à définir l'état de santé de l'environnement marin, les eaux ont été subdivisées en masses d'eau à typologie constante. Dans certaines masses d'eau, comme les eaux de transition (estuaires et lagunes), une grande hétérogénéité spatiale existe et la définition de conditions de référence unique, utile pour identifier le statut écologique via le calcul de l'indice biotique, n'est pas facilement réalisable. En effet, malgré un même type d'eau, eau de transition, les paramètres environnementaux tels que la salinité et le courant varient le long d'un gradient vers l'embouchure. Ce gradient induit des peuplements macrobenthiques différents et non comparables entre eux. C'est donc dans ce milieu à fortes variations spatiales qu'est apparu nécessaire l'identification de valeurs de référence propre à chaque habitat associé à des peuplements macrobenthiques (e.g. : Bald *et al.*, 2005; Blanchet *et al.*, 2008). Un travail à petite échelle spatiale dans les eaux côtières montre également une hétérogénéité spatiale importante des paramètres environnementaux. L'intérêt de les identifier est donc un enjeu pour la suite des analyses environnementales considérant le macrobenthos de substrats meubles.

En effet, divers auteurs comme de Paz *et al.* (2008), Simboura et Reizopoulou (2008), Teixeira *et al.* (2008) ont mis en évidence la dépendance de certains indices couramment employés pour l'identification du statut écologique d'un site, comme le M-AMBI, vis-à-vis de l'habitat. Cette dépendance doit être liée à l'utilisation de la richesse spécifique dans son calcul. Cette richesse est reconnue variable en fonction de l'habitat ; il existe des habitats naturellement pauvres comme les sables grossiers à courants de fond et des habitats naturellement riches comme les sables fins bien calibrés en mode calme (Pérès et Picard, 1964). Il en est de même dans les habitats identifiés au cours de ce travail où en fonction des habitats et dans le cas de bonne à de très bonne qualité écologique, la richesse moyenne peut varier de 34 ± 17 taxons pour les peuplements des sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur à 79 ± 17 taxons pour les peuplements de sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur tandis que la richesse maximale peut varier entre 204 taxons pour les sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur et 37 taxons pour les sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de profondeur. L'emploi d'une même référence n'est donc pas judicieux.

Ces deux remarques ont mis en avant la nécessité d'identifier les habitats présents en milieu côtier dans le cadre d'étude à petite échelle. Cette identification est également utile dans le cas des grands programmes où une masse d'eau peut être caractérisée en fonction de son habitat dominant (Teixeira *et al.*, 2008b). De plus, un habitat peut se trouver de manière naturelle dans plusieurs masses d'eau entraînant des découpages cartographiques différents. Dans le présent travail, les habitats ont été identifiés pour les eaux côtières corses. Mais ces habitats pourront être transposés à d'autres zones géographiques, pour autant que les paramètres environnementaux correspondent.

Avant toutes considérations sur les résultats obtenus au cours de cette analyse, quelques précisions sur la notion d'habitat semblent utiles. En effet, un habitat est clairement défini comme "*une partie de l'environnement définie par un ensemble de facteurs physiques, et dans laquelle vit un individu, une population, une espèce ou un groupe d'espèces*" (Larousse). Néanmoins, différents moyens de classification peuvent exister. Frascchetti *et al.* (2008) ont reconnu dix moyens de classifications générales à l'échelle biogéographique européenne. Citons par exemple les types d'habitat du système d'information sur la nature

européenne (EUNIS) développé par l'agence européenne pour l'environnement (EEA), ceux identifiés par Pérès et Picard (1964) ou par la convention de Barcelone. Dans le cas de la Méditerranée, en supprimant les doublons, 94 habitats peuvent être identifiés (Fraschetti *et al.*, 2008) pour l'échelle considérée. Ces classements sont adaptés à grande échelle et la classification se base sur des paramètres très généraux comme le niveau d'immersion, la nature du substrat, les présences d'organismes bio-constructeurs (Fraschetti *et al.*, 2008). A petite échelle, par exemple une région, ces moyens de classification ne sont plus spécialement applicables mais les caractéristiques biotiques et abiotiques permettent de définir d'autres habitats. Suivant le type de précision voulue au cours de l'étude, différents niveaux d'habitats peuvent être employés de très généraux à très précis. Dans ce travail, les habitats identifiés peuvent être qualifiés de précis et ne sont actuellement applicables qu'au pourtour de la Corse. Néanmoins, des échantillonnages dans d'autres régions méditerranéennes devraient permettre de tester leur applicabilité et leur adaptation à ces zones.

Certes, les habitats identifiés dans la base de données EUNIS visent à une harmonisation de leurs descriptions et de leur emploi (EUNIS, 2015). Néanmoins, dans notre cas, ces habitats "EUNIS" sont trop vastes pour être appliqués à petite échelle. Par exemple, pour la zone sublittoral, les habitats proposés sont les sables grossiers, les sables fins et vaseux, les vases, les sables mixtes, les sédiments biogéniques et les enrichis sans distinction de profondeur. Pourtant, il peut y avoir des différences dans les assemblages macrobenthiques liées à la profondeur dans un même habitat "EUNIS". Cette précision empêche l'emploi de ce type de classification d'habitat. Cette inadéquation est mise en évidence par le modèle de répartition d'habitats proposés par le programme MESH (EMODnet, 2014). Dans ce modèle, le manque de données détaillées ainsi que sa faible résolution actuelle rendent difficile la prédiction de la répartition des habitats à l'échelle de la méditerranée de l'Ouest (EMODnet, 2014) et les habitats identifiés (Figure 3-6) ne sont actuellement pas suffisamment précis pour une étude à petite échelle.

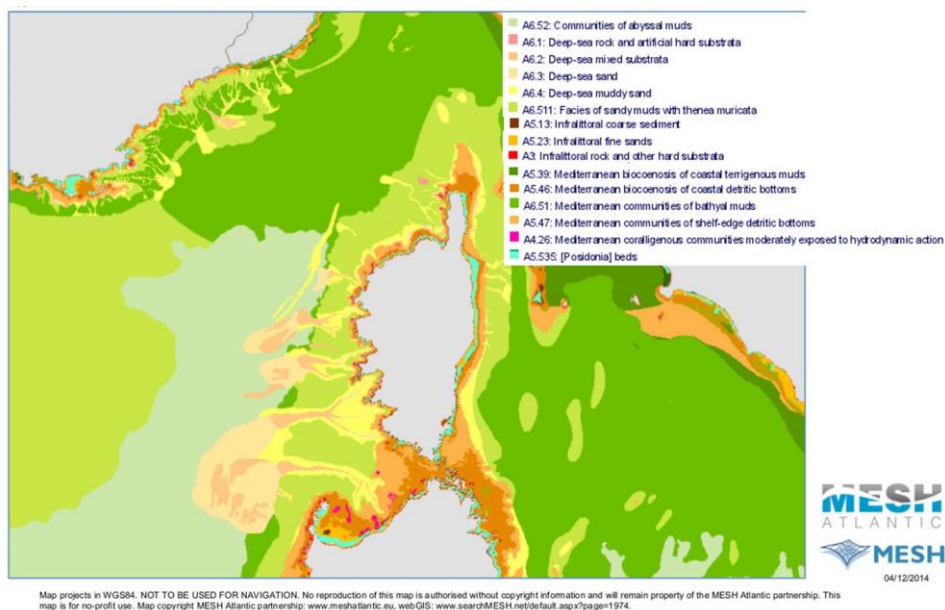


Figure 3-6: Cartographie des habitats "EUNIS" présents sur le pourtour de la Corse (réalisée sur EMODnet, 4-12-2014 et modifiée)

Les mêmes remarques peuvent être formulées pour les habitats identifiés par le Museum national d'Histoire naturelle (INPN, Michez *et al.*, 2011; Michez *et al.*, 2014) ou ceux développés lors du programme LIMA (Guennoc *et al.*, 2001) ou NATUA 2000 (Bensettiti *et al.*, 2004). De plus, ces définitions d'habitats se basent d'abord sur des facteurs abiotiques puis éventuellement sur des données biotiques tandis que les habitats définis au cours de ce travail proviennent des influences de facteurs environnementaux sur les assemblages macrobenthiques.

De ce qui précède, au vu du point de vue considéré pour la définition d'habitat par les divers programmes, de l'échelle prise en considération dans ce travail et de la haute variabilité naturelle des conditions environnementales, il est impossible d'employer les classifications d'habitats existantes. Et, il est nécessaire de déterminer les habitats présents sur le pourtour de la Corse. Cette détermination est de ce fait basée sur la mise en évidence de regroupements biologiques explicables par des facteurs abiotiques. Cette analyse d'une série de données biologiques soumise à l'influence d'une série de données environnementales est possible grâce à la Permanova (Anderson, 2001; Anderson *et al.*, 2008) couplée à une ordination contraignante telle que la CAP. La Permanova a déjà été employée dans plusieurs études (e.g. :

Bevilacqua *et al.*, 2009; Fukunaga *et al.*, 2010; Chariton *et al.*, 2011; Tanner, 2011; Gamito *et al.*, 2012; Conde *et al.*, 2013; Fernandez-Gonzalez *et al.*, 2013; Martins *et al.*, 2013; Becchi *et al.*, 2014) et a permis de mettre en évidence les facteurs ou combinaisons de facteurs influençant significativement les assemblages macrobenthiques. La CAP ordonne les données biologiques en fonction des axes liés aux facteurs contraignants même si une autre corrélation plus grande existe d'où l'importance de bien identifier les facteurs pouvant influencer significativement les assemblages (Anderson, 2008). Cette méthode d'identification permet d'avoir des bases solides de définition se reposant sur une méthode statistique.

Les facteurs environnementaux influençant les assemblages macrobenthiques sont connus depuis de nombreuses années. Il peut s'agir, comme le rappelle Martins *et al.* (2013), du type sédimentaire, de la teneur en matière organique, de la profondeur, de la latitude et quelques autres variables corrélées à cette dernière comme la température. Le choix de ces facteurs dans les analyses doit être judicieux. Dans notre cas, le changement de latitude entre le Nord et le Sud de la Corse, environ 2 degrés, n'est pas suffisant pour modifier les assemblages. Ce facteur et les variables corrélées n'interviennent pas pour la détermination des habitats à l'échelle de la Corse. La teneur en matière organique pouvant être d'origine naturelle ou anthropique, le choix a été fait de ne pas l'utiliser comme facteur afin d'éviter tout risque de mauvaises interprétations. En effet, dans le cadre de l'évaluation d'un statut de qualité écologique, il se peut qu'un milieu naturellement riche en matière organique ne soit pas perturbé par une influence anthropique. De plus, à faible teneur et en fonction des zones géographiques, l'influence de la matière organique sur les assemblages macrobenthiques se fait sentir à des concentrations très variables (Macleod *et al.*, 2004; Keeley *et al.*, 2012). Selon ces auteurs, elle peut même être considérée comme un pauvre indicateur des conditions benthiques. Des facteurs les plus connus restent le type sédimentaire, caractérisé par sa médiane et la profondeur.

A cela un troisième facteur a été ajouté, le facteur "échantillonnage dans une tâche de sable dans l'herbier". En effet, l'herbier à posidonies est connu pour modifier l'hydrodynamisme et les conditions environnementales. De plus, il favorise une plus grande diversité taxonomique et des teneurs en matière organique plus élevée. Des assemblages macrobenthiques échantillonnés dans

cette zone particulière ou au sein d'une étendue sableuse sont supposés être naturellement différents, sans pour autant être perturbés.

Suite à l'identification des habitats, une caractérisation de ces derniers est envisageable. Elle est réalisée en prenant en compte les stations échantillonnées en réplicats multiples (où seuls les trois premiers réplicats sont considérés) et reconnues ultérieurement associées à un statut de qualité écologique bon et élevé. Le choix de prendre en considération les stations de statut écologique bon à très bon permet de caractériser l'habitat dans des conditions peu ou pas perturbées. Cette caractérisation d'habitat se base sur les espèces ou taxons dont une inféodation est connue et pas sur celles cosmopolites ou dont les préférences de milieu de vie sont inconnues. Ce choix a été fait pour éviter de masquer des espèces caractéristiques de l'habitat mais dont les abondances peuvent être très faibles vis-à-vis d'espèces universelles. Pour caractériser un habitat, la similarité intra-habitats est calculée ainsi que l'identification des espèces et taxons responsables de ces similarités. Ces espèces ou taxons sont des organismes constants ou communs à l'ensemble des stations de l'habitat considéré. En général, ils sont également identifiés comme ayant une préférence de vie entrant dans le type sédimentaire lié à l'habitat. S'il y a exception, il s'agit certainement d'habitat instable ou constitué de mélange de stocks sédimentaires. Dans le cas de cinq habitats, les similarités définies sont supérieures à 20 % représentant une bonne similarité pour des assemblages macrobenthiques. Les autres habitats ont une similarité entre 10 et 15 %, étant moyenne pour ce type d'assemblage. Néanmoins, des espèces constantes et inféodées au milieu caractérisant l'habitat considéré sont mises en évidence.

Ces habitats ne constituent pas les premiers types d'habitat identifié en Corse. En effet, au cours du programme DMS de STARESO (Synthèse des Données Marines de Stareso - Pelaprat *et al.*, 2007), différents habitats macrobenthiques avaient déjà été identifiés sur le pourtour de la Corse. Cette identification se basait sur un nombre réduit de stations (33 stations retenues) entre 10 m et 51 m de profondeur. Les regroupements entre stations avaient pu être mis en évidence grâce à une MDS et aux connaissances d'expert des eaux corses. Au cours de cette seconde étude, 198 stations soit 428 échantillons ont été employées couvrant une profondeur de 1 m à 48 m. Les moyens mis en œuvre pour identifier les habitats ne sont plus les mêmes car la MDS ne permet plus

de mettre en évidence des regroupements (Figure 3-1) et donc les habitats identifiés ne sont pas comparables par contre des tendances sont similaires. En effet, malgré les subdivisions différentes en fonction des profondeurs et des médianes granulométriques prises en considération, il apparaît que les grandes subdivisions sédimentologiques sont proches : les sables grossiers se différencient des sables fins. L'habitat "Sédiment dans une tâche de sable dans l'herbier" est également existant dans la première identification des types d'habitats sédimentaires corses. Dans l'identification réalisée au cours de ce travail, grâce au plus grand nombre de peuplements considérés, la précision de la définition est naturellement plus importante. De plus, la base statistique de mise en évidence des paramètres affectant la distribution rend les résultats plus robustes que ceux obtenus au cours de la première identification. En effet, les dires d'expert constituent un moyen de définir les habitats tout à fait correct mais leur poids est réduit face à une base statistique (Working Group 2.4, 2000; REFCOND, 2003). Cette observation générale, liée à l'amélioration des connaissances, des techniques d'analyses et du nombre de données met en évidence la nécessité d'une mise à jour des habitats identifiés. Cette mise à jour est déjà conseillée par COAST (2002) dans le cadre de la DCE et est donc généralisable à l'ensemble des études utilisant des références. En plus des améliorations des connaissances et des moyens d'analyses, les cycles naturels de périodicités variées peuvent intervenir également dans les caractéristiques des habitats (Glémarec, 1979; Gray et Hartvig, 1983; Dauvin, 1993; Gray et Elliott, 2009). Donc, cette phase de réévaluation est une étape importante dans la mise à jour de la procédure et peut être envisagée tous les 5 ans.

Depuis cette identification d'habitats côtiers corses, une nouvelle étude commanditée à l'équipe de STARESO, le suivi du milieu marin dans le cadre de la réhabilitation de la station d'épuration des Sanguinaires à Ajaccio, a utilisé les habitats identifiés au cours de ce travail. Ces derniers expliquent les regroupements de stations mises en évidence par MDS (Figure 3-7) confirmant la bonne identification des habitats sur le pourtour insulaire.

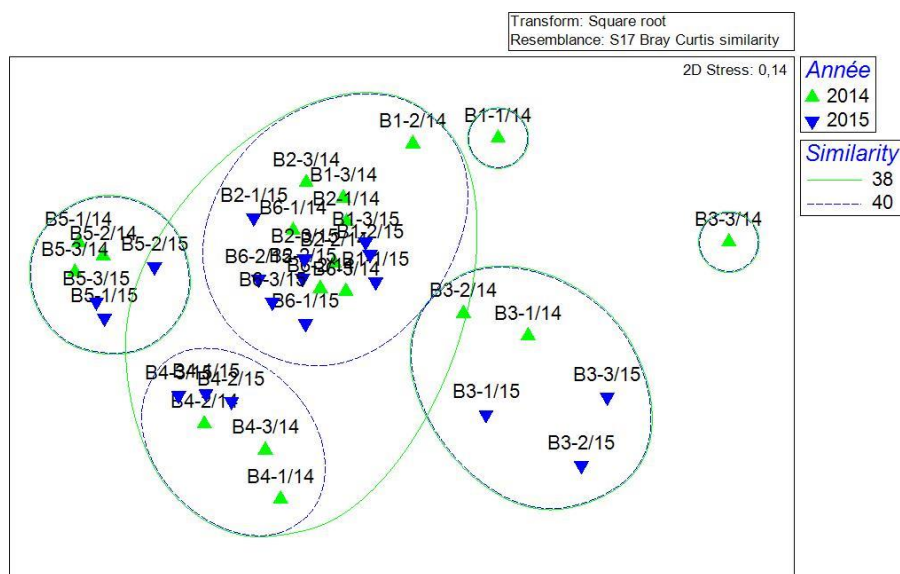


Figure 3-7: MDS réalisée sur les peuplements macrobenthiques de six stations échantillonnées en 2014 et 2015 pour le suivi de l'émissaire des Sanguinaires, Ajaccio. Les réplicats regroupés ont des peuplements similaires à au moins 40 %. B1, B2, B4, B6: Habitat de sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de profondeur, B5 : sédiments dans l'herbier, B3 : sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur, CL V : sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur.

En effet, à 40 % de similarité, les regroupements des peuplements B1-B2-B6 et B4 forment un groupe unique. La différenciation entre les peuplements B1-B2-B6 et ceux B4 vient de la présence de Nématodes et d'Oligochètes et de la faible présence de l'amphioxus, *Branchiostoma lanceolatum* au peuplement B4. Ces deux premiers taxons sont des espèces opportunistes appréciant la matière organique tandis que le dernier est une espèce sensible à la pollution. Ces différences traduisent un déséquilibre dans les peuplements B4.

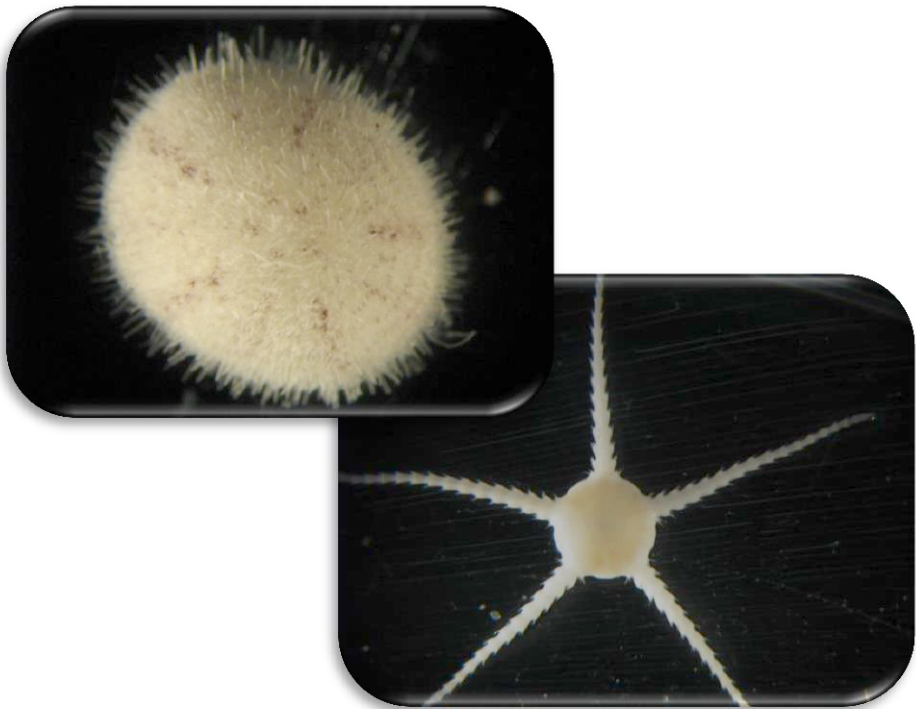
Au même niveau de similarité, le groupe B3 est en commun. La différenciation entre 2014 et 2015 vient de l'envasement de la station entre les deux années de prélèvement.

5. Conclusion

Au terme de cette analyse et dans l'état actuel des échantillonnages, en prenant en compte les principaux facteurs environnementaux expliquant les assemblages macrobenthiques, huit habitats ont été identifiés pour la Corse. Néanmoins, l'absence d'échantillonnage dans certaines zones du littoral corse laisse supposer qu'il peut exister d'autres types d'habitats dans la zone côtière. C'est par l'augmentation des sites échantillonnés et des connaissances qu'il sera possible d'affiner et de mettre à jour si nécessaire les présents résultats.

Les habitats étant identifiés, il est possible d'aborder le niveau de suffisance taxonomique possible pour identifier de faibles pressions anthropiques dans des eaux oligotrophes. Pour se faire, par habitat, il est nécessaire de définir les bonnes et mauvaises conditions de référence au niveau d'identification taxonomique "espèce" pour ensuite avoir une base de comparaison pour les niveaux supérieurs. L'identification de ces conditions de référence au niveau d'identification taxonomique "espèce" fait l'objet du prochain chapitre.

Chapitre 4 : Le Référentiel Benthique Espèce



Pour chaque habitat identifié sur le pourtour de la Corse, des conditions de référence bonne et mauvaise doivent être définies. Jusqu'à présent, une identification de ces références au niveau spécifique le plus bas possible, l'espèce, est employée dans le calcul du M-AMBI. Par la suite, ces conditions doivent servir de base dans la recherche de l'applicabilité de la suffisance taxonomique en conditions de faibles influences anthropiques en eaux oligotrophes à l'aide de cet indice.

Ce développement est donc indispensable à deux niveaux :

1. permettre de connaître les bonnes et mauvaises conditions des assemblages macrobenthiques liés à chaque habitat,
2. servir de base de comparaison avec les conditions de référence développées aux niveaux taxonomiques supérieurs

1. Contexte

Dans la majorité des études concernant le statut écologique d'une station, il est nécessaire de définir la qualité écologique liée au peuplement benthique se trouvant sur zone. Afin de déterminer cette qualité écologique, des indices biotiques sont calculés à partir des abondances spécifiques ou taxonomiques déterminées, accompagnés parfois par les valeurs biomassiques. Un ensemble d'indices dont l'AMBI (Borja *et al.*, 2000) ; le BENTIX (Simboura et Zenetos, 2002); le M-AMBI (Muxika *et al.*, 2007); le MEDOCC (Ambrogi *et al.*, 2009); le BOPA (Dauvin et Ruellet, 2007); l'IT (Word, 1979; 1990) sont couramment employés. Les premiers sont basés sur la polluo-sensibilité des espèces, le BOPA fait référence à un rapport entre amphipodes polluo-sensibles et polychètes opportunistes tandis que l'IT est basé sur les modes trophiques des espèces.

La majorité des indices couramment employés à travers le monde sont basés sur cinq groupes reconnus de polluo-sensibilité (Grall et Glémarec, 1997), allant des espèces très sensibles (groupe I) aux espèces opportunistes de premier ordre (groupe V). En se basant uniquement sur des proportions de ces groupes,

il n'y a pas de distinctions en fonction des habitats. Néanmoins, il a été montré qu'il était important de tenir compte des habitats car les assemblages macrobenthiques varient de l'un à l'autre (e.g. : Bald *et al.*, 2005; Blanchet *et al.*, 2008). Le M-AMBI, indice multivarié prenant en compte l'AMBI, la diversité de Shannon et la richesse spécifique peut être adapté en fonction de l'habitat. D'où l'attention particulière apportée à cet indice au cours de ce travail.

2. Intérêt d'un référentiel benthique par habitat

Avant tout, il est nécessaire de définir "référentiel" ou "conditions de référence". Il s'agit de conditions traduisant l'absence de perturbations ou la présence d'une influence très minime. En écologie, selon le groupe COAST (2002), une condition de référence est une "*description des éléments de qualité biologique qui existent ou devraient exister au niveau d'un statut élevé*". Ces conditions sont dépendantes d'un type spécifique que ce soit d'une masse d'eau ou d'un habitat particulier en fonction de l'échelle spatiale de travail. En général, les conditions de référence renvoient à un bon état, néanmoins des références peuvent également être définies pour des mauvais états. Ces conditions peuvent alors se définir comme une description des éléments de qualité biologiques existant ou devant exister au niveau d'un très mauvais statut, par transposition de la définition donnée par le COAST. Dans le présent travail, les conditions de référence renvoient aux conditions qu'il est possible de rencontrer dans des milieux sains et/ou fortement perturbés.

Faut-il encore parvenir à identifier ces milieux (sains ou perturbés) ! En général, une comparaison entre milieux ou situations est effectuée et ce même dans la vie de tous les jours. Dans cette dernière, instinctivement, une classification s'opère entre les bonnes et les mauvaises situations et une échelle de valeur constante est créée pour une personne ou un groupe de personnes. Cette échelle peut évoluer au cours du temps par l'intermédiaire de l'amélioration des connaissances. Pour permettre une comparaison entre différentes personnes ou groupes de personnes, il est nécessaire d'uniformiser, d'intercalibrer les échelles des uns et des autres pour s'assurer qu'une même situation est "vue" et comprise de la même manière par l'ensemble des personnes. Ces échelles de valeur peuvent être vues comme des référentiels dépendant de la situation.

Du fait de cette hiérarchisation constante de la majorité des situations quotidiennes, il est facilement admissible qu'une telle classification doit également exister au niveau de l'identification de la qualité écologique d'un site et de l'habitat rencontré.

En études environnementales, la situation de la vie quotidienne est équivalente à la qualité écologique d'une station. Cette qualité est définie par l'intermédiaire d'indices dont le résultat est comparé à des conditions de référence pour définir un ratio ou une valeur de qualité écologique (EQR) traduit en statut écologique (ES) ou en statut de qualité écologique (EcoQS). De nombreux indices peuvent être employés dont un des plus courants est le M-AMBI. Ce dernier est dépendant de l'habitat (de Paz *et al.*, 2008; Simboura et Reizopoulou, 2008; Teixeira *et al.*, 2008). En effet, la richesse spécifique et la diversité varient en fonction de l'habitat. Cet indice nécessite donc la définition de référentiels tenant compte des caractéristiques des différents habitats. Donc, comme dans la vie quotidienne, les situations rencontrées dans des endroits similaires doivent être comparées entre elles et posséder leur propre échelle de qualification. D'où, en écologie, un assemblage macrobenthique doit être qualifié en comparaison avec des références propres à l'habitat où il vit.

3. Moyens d'identification des conditions de référence

Selon les recommandations de diverses directives européennes et américaines, il existe quatre moyens de définir les conditions de référence :

- L'utilisation de zone pristine, naturellement non impactée,
- L'emploi de séries et données historiques,
- Les modèles,
- Les dires d'expert.

Ces quatre moyens peuvent être employés seul ou combinés. L'emploi seul des dires d'expert est conseillé uniquement en dernier recours (REFCOND, 2003; GIG, 2009). Ces dires interviennent généralement de manière plus ou moins marquée au cours de l'élaboration des conditions de référence à l'aide d'une des trois autres possibilités. En effet, le feeling humain peut influencer le choix des critères sélectionnés et l'orientation des résultats. Il permet également d'avoir un œil critique sur les résultats obtenus avec des indices développés à l'aide des autres méthodes (Weisberg *et al.*, 2008).

Mais, quels sont les moyens utilisables actuellement dans les eaux corses ?

Dans le cadre des études d'impact réalisées par les équipes de STARESO et employées au cours de ce travail, aucune station n'a été échantillonnée dans une zone reconnue comme non impactée. En effet, la majeure partie des sites concernés par une étude se trouve à proximité de zones urbanisées. Les zones proustines s'en trouvent éloignées, localisées dans des sites souvent protégés dont l'accès est règlementé telles que la réserve de Scandola. Cette méthode est par conséquent écartée. Quant aux données historiques anciennes, elles sont inexistantes sur le pourtour de la Corse dans le cadre de suivi du macrobenthos de substrats meubles. Par contre, les données historiques récentes, depuis les années 1970 existent. Néanmoins, pour conserver une homogénéisation des techniques employées, seuls les échantillons depuis 2006 peuvent être pris en considération. L'influence humaine sur les conditions écologiques de ces stations échantillonnées peut être plus ou moins forte pour les eaux insulaires. C'est à l'heure actuelle un bon moyen de définition des conditions de référence. Par contre, le développement de modèle demande des bases et des connaissances en programmation ainsi que les programmes adaptés. L'absence de ces connaissances rend ce moyen actuellement inaccessible. Et pour les dires d'expert, comme dit précédemment, ils interviennent toujours et l'existence de données historiques récentes rend leur emploi seul inutile.

Donc, les moyens actuellement applicables pour la définition des conditions de référence sont l'emploi de série de données associées aux dires d'expert.

Ces moyens ont déjà été utilisés lors du premier référentiel benthique corse développé pendant le programme DMS (Pelaprat *et al.*, 2007). Au cours de ce programme, les dires d'expert ont joué un rôle prépondérant dans la définition des valeurs de conditions de référence à considérer complétant les mises en évidence par MDS et Cluster.

Néanmoins, pour avoir un poids statistique plus fort et mettre à jour les valeurs des références, un nouveau référentiel basé pareillement sur les séries de données existantes et les dires d'expert a été développé avec une base plus mathématique.

Ces conditions de référence ne sont cependant pas constantes au cours du temps. Elles évoluent naturellement ou à cause des influences anthropiques et/ou climatiques. De plus, l'amélioration des connaissances permet d'affiner ces références. C'est pourquoi une mise à jour est conseillée ; par exemple, COAST (2002) recommande une telle mise à jour tous les six ans couplée à la mise à jour de la caractérisation des masses d'eau dans le cadre de la DCE.

Le moyen d'identifier les conditions de référence est établi, il est dès lors nécessaire de définir le moyen de calcul des valeurs. Le GIG (2009), Basset *et al.* (2013), Johnson *et al.* (2013) répertorient des critères de définition des conditions de référence et des limites de qualité en fonction du pays, dans le cadre de la DCE et pour différents milieux (lagunes, eaux côtières, dulcicoles). Ces critères varient d'un pays à l'autre ainsi qu'en fonction des indices employés par ces derniers. Dans le cas présent, les valeurs de référence minimales et maximales ont été utilisées.

4. Stations et Méthodes

Les stations et méthodes employées pour la définition des conditions de référence par habitat sont brièvement présentées ci-après. Le chapitre "Matériel et Méthodes" est plus détaillé à leur sujet.

a. Stations

Pour rappel, les stations échantillonnées, entre 2006 et 2012, sur le pourtour corse au niveau desquelles trois ou cinq réplicats ont été prélevés sont retenues dans le cadre de l'identification des valeurs de référence hautes et basses, soit 90 stations. Pour uniformiser les nombres de réplicat de chaque station employé et comme la majorité des études sont effectuées en triplicats il a été arbitrairement choisi que seuls les trois premiers réplicats des stations échantillonnées en cinq réplicats sont pris en considération.

b. Méthodes

Chaque station est assignée à un type d'habitat. Les sous-ensembles ainsi formés sont traités individuellement. Ce traitement permet de définir les valeurs de bonnes et mauvaises conditions écologiques prises comme référence dans le calcul du M-AMBI par habitat identifié.

Dans le cas des faibles influences anthropiques en eaux oligotrophes, une pondération du M'AMBI par la valeur d'équitabilité (J') permet d'affiner les résultats de qualité écologique. L'échelle de classification du statut écologique est définie sur base d'une des méthodes proposée par Paganelli *et al.* (2011).

Pour justifier la pondération du M-AMBI par la valeur d'équitabilité (J') et vérifier son efficacité, différents indices classiquement employés et faisant partie des meilleurs selon Borja *et al.* (2015) ont été calculés. Il s'agit de l'AMBI, du M-AMBI, du BENTIX, du BOPA et du BQI.

5. Résultats

La définition des conditions de référence fait l'objet d'une publication en cours de préparation et reprise à l'annexe 3. Néanmoins, un résumé est présenté ci-après.

A partir des 90 stations sélectionnées dont le niveau de perturbation est évalué sur base des proportions de groupes de sensibilité à la pollution, de la proximité d'une influence potentielle et de dires d'expert, des valeurs hautes et basses de référence sont déterminées pour chaque habitat (Tableau 4-1). Ces références permettent de calculer le M-AMBI.

Pour affiner le résultat du M-AMBI obtenu dans le cas de faible influence anthropique et savoir si une population pauvre est en bonne condition de vie c'est-à-dire stable, le M-AMBI est pondéré par la valeur de l'équitabilité (J'). Par l'intermédiaire du J' MAMBI (M'AMBI pondéré par l'équitabilité), le statut écologique d'une station est défini. L'échelle de qualité écologique est calculée sur base d'une des méthodes proposées par Paganelli *et al.* (2011) : la limite élevée/bon correspond à la moyenne des valeurs de J' MAMBI augmentée de l'écart-type. Les autres limites de qualité correspondent à une équipartition de l'intervalle sous cette dernière valeur. Ces valeurs sont valables dans le cas des eaux côtières corses (Tableau 4-2).

Tableau 4-1: Valeurs de référence hautes, intermédiaires et basses pour chaque habitat présent sur le pourtour de la Corse. Diversité: Diversité de Shannon en base 2 ; Richesse: Richesse spécifique ; SF 0/35 : Sédiments fins entre la surface et 35 m de profondeur ; SM 0/35 : Sédiments moyens entre la surface et 35 m de fond ; SG 0/10 : Sédiments grossiers entre la surface et 10 m de fond ; SG10/35 : Sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de fond ; S Herbier : Sédiment de tâche de sable dans l'herbier à posidonies ; SF +35 : Sédiments fins de plus de 35 m de profondeur ; SM +35 : Sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur ; SG +35 : Sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur. *Basse** : improbable de trouver cette situation azoïque dans les eaux côtières corses.

		AMBI	Diversité	Richesse
SF 0/35	Basse	6	0	0
	Haute	0,82	5,18	74
SM 0/35	<i>Basse*</i>	6	0	0
	Intermédiaire	6	1,95	37
	Haute	0,36	4,41	16
SG 0/10	Basse	6	0	0
	Haute	1,93	4,7	73
SG 10/35	<i>Basse*</i>	6	0	0
	Intermédiaire	6	5,29	151
	Haute	0,93	3,62	42
S Herbier	<i>Basse*</i>	6	0	0
	Intermédiaire	6	5,73	124
	Haute	1,2	3,19	35
SF +35	Basse	6	0	0
	Haute	1,31	5,96	108
SM +35	Basse	6	0	0
	Haute	1,4	5,79	108
SG +35	Basse	6	0	0
	Haute	1,02	5,88	117

Tableau 4-2: Limites de qualité employées pour définir le statut écologique d'une station (calculé selon une des méthodes de (Paganelli *et al.*, 2011). Les chiffres renseignés sont les valeurs minimales rencontrées pour le statut le plus haut.

Limite de qualité	
Excellent-Bon	0,80
Bon-Moyen	0,60
Moyen-Pauvre	0,40
Pauvre-Mauvais	0,20

Les indices calculés pour évaluer l'efficacité du J'MAMBI, à l'exception du M-AMBI, ne prennent pas en compte les particularités populationnelles liées aux habitats. Les limites de classe de qualité des différents indices sont celles disponibles dans la littérature et classiquement employées. Pour le M-AMBI, elles ont été définies par la méthode employée pour définir les limites de qualité du J'MAMBI et proposée par Paganelli *et al.* (2011). Ces valeurs de limite de qualité sont reprises dans le tableau 4-3.

Pour chaque indice, le nombre de stations assignées par qualité écologique est repris dans le tableau 4-4.

Tableau 4-3: Limites de qualité employées pour la définition des statuts de qualité écologiques pour chaque indice calculé (AMBI, M-AMBI, BENTIX, BOPA, BQI)

	AMBI	M-AMBI	BENTIX	BOPA	BQI
Excellent	$\leq 1,2$	$\geq 0,96$	$4,5 \leq 6,0$	$0,0 \leq 0,02$	$> 16,0$
Bon	$1,2 \leq 3,3$	$0,72 \leq 0,96$	$3,5 \leq 4,5$	$0,02 \leq 0,13$	$12,0 \leq 16,0$
Moyen	$3,3 \leq 4,3$	$0,48 \leq 0,72$	$2,5 \leq 3,5$	$0,13 \leq 0,20$	$8,0 \leq 12,0$
Pauvre	$4,3 \leq 5,5$	$0,24 \leq 0,48$	$2,0 \leq 2,5$	$0,20 \leq 0,26$	$4,0 \leq 8,0$
Mauvais	$5,5 \leq 7$	$\leq 0,24$	$\leq 2,0$	$\geq 0,26$	$\leq 4,0$

Tableau 4-4: Nombre de station et pourcentage de station assignée à chaque niveau de qualité écologique pour les indices calculés (J-MAMBI, AMBI, M-AMBI, BENTIX, BOPA, BQI)

	J'MAMBI	AMBI	M-AMBI	BENTIX	BOPA	BQI
Excellent	11 (12,2 %)	8 (8,9 %)	8 (8,9 %)	27 (30,0 %)	31 (34,4 %)	36 (40,0 %)
Bon	42 (46,7 %)	79 (87,8 %)	62 (68,9 %)	43 (47,8 %)	56 (62,2 %)	32 (35,6 %)
Moyen	28 (31,1 %)	2 (2,2 %)	17 (18,9 %)	17 (18,9 %)	2 (2,2 %)	13 (14,4 %)
Pauvre	7 (7,8 %)	0 (0,0 %)	2 (2,2 %)	3 (3,3 %)	1 (1,1 %)	7 (7,8 %)
Mauvais	2 (2,2 %)	1 (1,1 %)	1 (1,1 %)	0 (0,0 %)	0 (0,0 %)	2 (2,2 %)

Une MDS réalisée sur base des indices comme échantillons met en avant une nette différence entre les valeurs log transformées et standardisées des indices : le BOPA et l'AMBI sont nettement éloignés des autres indices. Ces derniers constituent un groupe avec deux sous-groupes : (1) le BQI et le BENTIX et (2) le M'AMBI et le J'MAMBI (Figure 4-1).

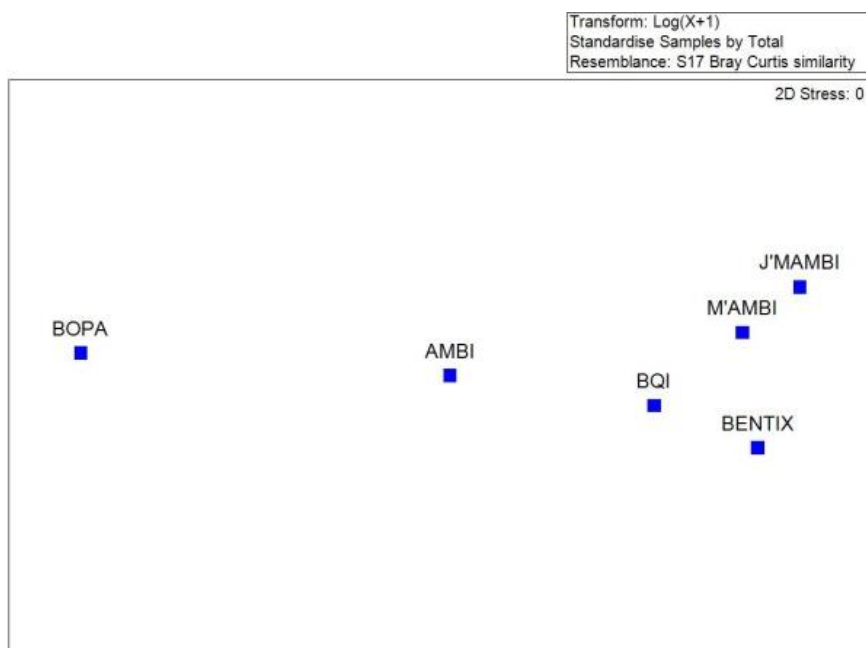


Figure 4-1: MDS basée sur les valeurs des indices obtenus pour chaque échantillon

6. Discussion

Malgré le nombre total de stations employées pour définir les valeurs de référence, certains habitats ont leurs valeurs de référence dérivées d'un petit nombre de stations. Les valeurs déterminées de la sorte sont à prendre avec précautions. En effet, dans l'interprétation du résultat final, l'intervention du dire d'expert jouera un rôle non négligeable.

Au niveau des conditions de référence nécessaires au calcul du M-AMBI, le paradigme de Pearson et Rosenberg (1978) est communément admis : la richesse et la diversité sont élevées en cas de bonne condition écologique, une perturbation entraîne une diminution de ces paramètres et l'ensemble tend vers un milieu azoïque en condition de perturbation extrême. En y regardant de plus près, une très légère augmentation des deux paramètres est liée au début d'une augmentation de l'apport de matière organique suivi d'une chute importante. Cette légère augmentation n'est pas prise en considération partant du principe que les valeurs de référence proviennent d'une zone non pristinale mais très légèrement perturbée et que la différence entre les deux est négligeable (Figure 4-2 à droite). Mais ce n'est pas toujours le cas, pour les

stations naturellement pauvres, en zone pristine ou très légèrement perturbée, la richesse et la diversité sont naturellement très faibles et l'augmentation de la matière organique va provoquer une forte augmentation de la richesse et/ou de la diversité jusqu'à atteindre un maximum avant de diminuer jusqu'à l'azoïe du milieu (Figure 4-2 à gauche). Ce maximum n'est pas atteint aussi rapidement que pour les habitats naturellement riches. Actuellement, pour les habitats naturellement pauvres corses, les conditions environnementales extrêmement mauvaises ne sont pas rencontrées, entraînant une absence des conditions d'azoïe pour ces habitats (comm. pers.). La pire des situations est donc celle du maximum de diversité ou de richesse d'où les conditions de référence intermédiaires considérées pour ces habitats.

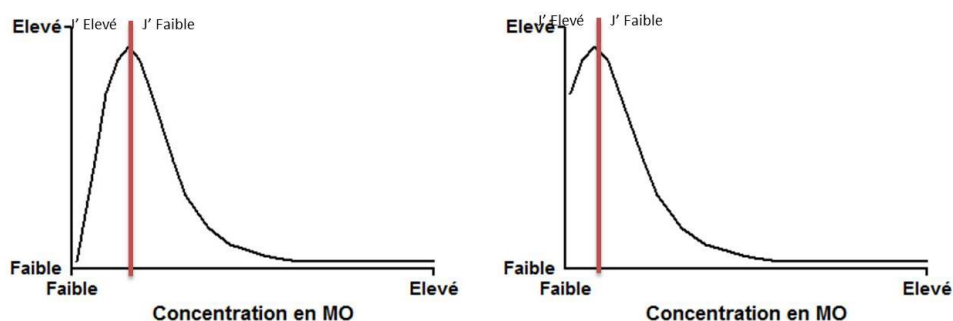


Figure 4-2: Valeur théorique de la richesse et de la diversité en fonction de la concentration en matière organique dans le cas d'un peuplement naturellement pauvre (à gauche) et d'un peuplement naturellement riche (à droite). La valeur de l'équitabilité (J') permet de savoir si une population est en équilibre ou pas.

Comme démontré au chapitre précédent, un certain nombre d'habitats identifiés sur le pourtour de la Corse (sédiments échantillonnés dans une tâche de sable dans l'herbier, les sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur et les sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de profondeur) sont naturellement pauvres.

C'est notamment le cas de l'habitat "tâche de sable dans l'herbier" où certaines stations possèdent des sédiments fins (naturellement riches) et d'autres des sédiments moyens et grossiers (naturellement pauvres). En fait, les stations possédant les sédiments fins sont des stations où un envasement important des sédiments plus grossiers est observé et où il est reconnu que l'influence anthropique est élevée. L'habitat "sédiment dans l'herbier" est donc reconnu comme naturellement pauvre et donc un enrichissement en matière organique

provoquera une augmentation de la diversité et de la richesse spécifique, d'où un travail en sens inverse pour le calculer le M-AMBI.

Les habitats "sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur" et "sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de profondeur" sont également reconnus comme naturellement pauvres et tout enrichissement entraînera une augmentation de la richesse spécifique et de la diversité. D'où, dans ce cas aussi, des mauvaises conditions de référence avec des valeurs plus élevées que celles des bonnes conditions de référence.

Par contre, les autres habitats identifiés sont naturellement riches et un apport de matière organique se traduira rapidement par une diminution de la richesse et de la diversité. L'emploi du sens "normal" est préconisé, à savoir les bonnes conditions écologiques avec des valeurs plus élevées que les mauvaises conditions écologiques traduites par l'azoïe du milieu.

Tout comme l'identification des habitats sédimentaires, ces conditions constituent en fait le second référentiel développé pour les eaux corses. Le premier était basé sur 30 stations et identifiait au départ six habitats (Programme DMS, Pelaprat *et al.*, 2007). Au cours du temps et grâce à l'amélioration des connaissances, un septième a été ajouté sur bases de dires d'expert. Pour chaque habitat, les valeurs de référence étaient basées sur les valeurs observées pour l'habitat considéré et choisies en fonction des connaissances de l'expert.

Par contre, le référentiel développé au cours de ce travail se base sur 90 stations réparties en huit habitats. Les valeurs hautes et basses de référence ont été objectivement identifiées à partir d'un ensemble de paramètres. Bien sûr, comme pour toutes les définitions, une certaine subjectivité est intervenue comme le souligne Dauvin *et al.* (2010). Néanmoins, comme les valeurs sont basées sur un plus grand nombre de stations et que les bases d'identification sont plus robustes, une plus grande confiance doit être apportée à ce second référentiel.

Dans cette étude, les valeurs des conditions de référence choisies sont les valeurs minimales et maximales déjà rencontrées sur le pourtour insulaire pour des stations reconnues en bonne ou mauvaise condition écologique par les dires d'expert et en fonction des pourcentages de groupes de polluo-sensibilité

et de la proximité à l'origine de la perturbation. Cette étude constitue un bon point de départ qui nécessite d'être poursuivi pour ajustements éventuel, surtout pour les habitats où les références sont basées sur peu de stations. En effet, pour ces dernières, les dires d'expert interviennent pour nuancer les résultats obtenus. De plus, selon Kröncke et Reiss (2010), tous les indices varient aussi en fonction des cycles naturels mais tous ne réagissent pas de la même manière à une même perturbation. De plus, certains indices sont moins sensibles aux changements de saisons que d'autres. De ces constatations, ces auteurs rappellent l'importance d'une réévaluation des conditions de référence périodiquement. Cette périodicité de vérification des valeurs de référence ne signifie pas spécialement une mise à jour de ces dernières. En effet, pour les habitats dont les valeurs se basent sur un grand nombre de stations, il est possible que la majorité des conditions aient déjà été rencontrées et qu'elles ne nécessitent pas de modifications. Le groupe COAST (2002) conseille une mise à jour tous les six ans. Ce pas de temps dépend naturellement du nombre de stations échantillonnées. Une association de ces deux paramètres, nombre d'années écoulées et nombre de peuplements échantillonnés, apparaît comme une alternative intéressante, permettant une mise à jour dépendant de l'évolution des études macrobenthiques d'une zone donnée, la Corse dans ce travail.

Après avoir défini les conditions de référence pour chaque habitat, une pondération du M-MAMBI s'est avérée intéressante. En effet, dans le cas de peuplement naturellement pauvre, l'équitabilité (J') permet de savoir si ce peuplement possède une richesse correspondant à un bon état écologique, équivalent à la partie ascendante de la courbe de la Figure 4-2 gauche. Il permet aussi de rendre compte de la stabilité du peuplement macrobenthique. Il permet encore d'affiner les résultats obtenus par le M-AMBI dans le cas de faibles influences anthropiques. En effet, pour deux stations à même valeur de M-AMBI mais d'équitabilités différentes, les valeurs du J' MAMBI seront différentes et le statut écologique pourra également varier. Par exemple, les points DCE 2009 Canari et Saint Florent reconnus pour leur proximité d'une carrière d'amiante possède un M-AMBI traduisant un bon statut écologique tout comme celui de Calvi reconnu pour être un site hors influence anthropique marquée. Par contre, les équitabilités de Canari et St Florent traduisent un léger déséquilibre dans la population macrobenthique. Ce déséquilibre permet de déclasser le statut vers un statut moyen lié au calcul du J' MAMBI. Par contre

à Calvi, l'équitabilité est excellente et le statut reste bon. Cette situation est plus en accord avec les connaissances du milieu et les assemblages macrobenthiques identifiés à chaque station (C. Pelapat, comm. pers.). L'emploi de l'équitabilité permet donc de distinguer de fines différences de qualité de statut écologique.

Un autre exemple est le port Tino Rossi à Ajaccio où les statuts du M-AMBI donnent de bonnes qualités mais les équitabilités sont moyennes. Donc leurs prises en compte déclassent les statuts en statuts moyens qui semblent plus vraisemblables pour le site en fonction de la connaissance des experts et des analyses de peuplements.

Donc, grâce à la pondération et aux valeurs de référence hautes, intermédiaires ou basses déterminées pour chaque habitat, les statuts de qualité écologique obtenus par le J'MAMBI sont cohérents avec les structures populationnelles et les connaissances d'expert des zones étudiées. De plus, des influences minimales peuvent être séparées, surtout en zones faiblement soumises à l'influence anthropique.

En outre, l'utilité et l'efficacité de la pondération est mise en évidence par la comparaison des résultats obtenus par différents indices. Au regard des valeurs obtenues, une fois ces dernières standardisées, une certaine proximité existe entre les valeurs du J'MAMBI, du M-AMBI, du BENTIX et du BQI (Figure 4-1). Mais des différences de qualité sont nettement visibles. En effet, les différents indices, autres que J'MAMBI, assignent majoritairement les stations en qualité excellente et bonne (de 75.6 % à 96.7 % des 90 stations). Les situations de qualité pauvre et mauvaise constituent moins de 4 % sauf pour le BQI où elle représente 10 %. Le J'MAMBI quant à lui assigne 58.9 % des stations en qualité excellente et bonne et 10 % en qualité mauvaise et pauvre. Cette répartition est plus représentative des situations rencontrées dans les eaux côtières corse. Pour garder l'exemple des points DCE 2009 de Canari et Saint-Florent, seul le J'MAMBI permet de différencier leur statut de qualité écologique avec celui du Calvi qui se situe dans le même habitat mais en zone nettement moins soumise à influence humaine. Un autre exemple est le suivi de deux fermes aquacoles reconnues par leur positionnement et leur production comme les plus impactantes de Corse. Les peuplements sous ces deux concessions traduisent, par la valeur du J'MAMBI, un mauvais statut écologique. Les autres indices

traduisent des statuts variant entre pauvre et mauvais pour une concession et entre pauvre et excellent pour l'autre. Ici encore, seul le J'MAMBI rend compte, pour les deux concessions de la situation reconnue par la composition macrobenthique du peuplement.

Cette inconstance des statuts écologiques obtenus par différents indices a déjà été montrée lors de différentes études (Labrune *et al.*, 2006; Afli *et al.*, 2008; Blanchet *et al.*, 2008; Gremare *et al.*, 2009). Les limites de changements de qualité des échelles de statut écologique naturellement différentes entre les indices peuvent en partie expliquer ces changements de qualité écologique définis pour une même station.

Malgré le fait que la majorité des indices testés soit basée sur le paradigme de Pearson et Rosenberg (1978), des différences d'assignement de sensibilité entre les indices peuvent également expliquer une autre partie des différences observées (par exemple : *Capitella capitata* (Fabricius, 1780) appartient au groupe V de sensibilité à la pollution, facteur de pondération 6 pour le calcul de l'AMBI et facteur de pondération de 2 pour le calcul du BENTIX ; les Ascidiacea ou *Anapagurus leavis* (Bell, 1846) sont de sensibilité à la pollution III pour l'AMBI, facteur de pondération 3 mais seulement de I pour le BENTIX, facteur de pondération 6 ; *Maldane glebifex* Grube, 1860 est de polluo-sensibilité I pour l'AMBI, facteur de pondération 6 et II pour le BENTIX, facteur de pondération 2). De plus, comme à faible teneur en matière organique, la relation entre cette dernière et les peuplements n'est pas constante (Subida *et al.*, 2012), il se peut que les modèles réagissent différemment expliquant les différences observées. Par ailleurs, pour le BOPA, seule une partie de l'assemblage est pris en considération, les amphipodes et les polychètes opportunistes. Mais tous les amphipodes ne sont pas très sensibles à la pollution (groupe de sensibilité à la pollution de I) d'où une approximation des statuts évalués. Pour le BQI, une partie du peuplement est également prise en considération. En effet, les valeurs de $ES(50)_{0.05}$ ne sont actuellement pas connues pour l'ensemble des espèces, seulement 350 espèces possèdent une valeur sur un listing de 1059 taxons. Cette absence de valeur entraîne également une estimation de la valeur de statut écologique. De plus, le BQI donne une valeur robuste à partir d'échantillons "sures" qui ont une valeur pour les espèces représentant au moins 80 % de l'abondance totale (Dimitriou *et al.*, 2012). Dans la présente étude, seulement 14 stations sur les 90

considérées possèdent un tel pourcentage. Au regard de ces faits, les valeurs de BQI et les statuts écologiques associés sont purement indicatifs.

Abstraction de ces échantillons "sures", les limites de qualité choisies dans les échelles de statut écologiques peuvent également faire varier les qualités écologiques déterminées. Pour rester au niveau du BQI, deux valeurs de limites peuvent être employées : (1) celles proposées par Rosenberg *et al.* (2004) et utilisées par Dimitriou *et al.* (2012) et Tomassetti *et al.* (2016) en Méditerranée qui sont constante au cours du temps et permettent une comparaison dans l'espace et le temps. Ou (2) celles définies lors de chaque étude et propre à chaque sous-groupe d'échantillons présentant une bonne similarité et calculée par équipartition entre la valeur maximale obtenue et zéro. Cette méthode qui permet une qualification relative des stations entre elles a été employée par Labrune (2006). Du fait que cette méthode est relative et que les classes de qualité ne sont pas constantes au cours du temps, le choix a été fait de ne pas utiliser cette méthode de classification car un des but rechercher dans cette étude est l'utilisation de classe constante afin de permettre des comparaisons dans l'espace et le temps.

Pour les indices exploitant l'ensemble du peuplement, Tataranni et Lardicci (2010) ont montré que l'AMBI, développé pour les côtes atlantiques, tend à surestimer les qualités écologiques. Cette surestimation explique certainement les 96.7 % de stations assignées au statut excellent et bon de cette étude. Selon de-la-Ossa-Carretero et Dauvin (2010), le BOPA surestime les qualités écologiques par rapport à l'AMBI. Cette différence d'estimation est également mise en évidence dans cette étude où, au niveau du MDS, le BOPA se sépare nettement de l'AMBI, lui-même séparé des autres indices.

Quant au BENTIX, il semble mieux adapté que l'AMBI pour la zone étudiée. La meilleure adaptation du BENTIX pour la définition de la qualité écologique en Méditerranée de l'Est par rapport à l'AMBI est mise en évidence par Simboura et Reizopoulou (2008). En Corse, malgré des conditions environnementales proches de celles rencontrées en Méditerranée de l'Est (oligotrophie, absence de marée, euhalinité) entraînant une haute diversité et peu de dominance, le fait de ne pas tenir compte des caractéristiques populationnelles des habitats peut être à l'origine des différences de statut de qualité écologique entre le BENTIX et le J'MAMBI.

De ce fait, les résultats obtenus à l'aide du J'MAMBI sont plus cohérents avec la connaissance actuelle des milieux échantillonnés.

A ma connaissance, c'est la première fois que le M-AMBI est pondéré par un facteur pour affiner le statut de qualité écologique du milieu. Certes, des adaptations dans le calcul du M-AMBI ont déjà été développées, basées sur les biomasses proposées par Cai *et al.* (2014) ou même sur la suffisance taxonomique par Forde *et al.* (2013) mais sans l'emploi de facteurs supplémentaires.

La majorité des indices qualifie, en zone côtière, le milieu sans tenir compte de particularités populationnelles liées aux habitats. Mais il vient d'être montré l'importance de considérer ces dernières dans l'évaluation de la qualité écologique d'un site. De plus, l'emploi de conditions de référence constantes au cours du temps assure une comparaison de statut défini sur de même base. Peu importe le nombre de stations échantillonnées et analysées en même temps, l'emploi de références constantes et liées à l'habitat permet d'évaluer la qualité écologique à partir d'une base solide et commune à l'ensemble des stations d'un même habitat.

7. Conclusion

En travaillant à petite échelle et par habitat actuellement identifié sur le pourtour de la Corse, les bonnes et mauvaises conditions de références associées aux assemblages macrobenthiques liés à des environnements non impactés et impactés ont été définies.

Ces références devront éventuellement être mises à jour après un certain temps, comme conseillé par le groupe COAST (2002) et/ou après l'obtention de stations supplémentaires et si possible en zone pristine.

L'utilité et l'efficacité du J'MAMBI dans l'évaluation des statuts de qualité écologique dans le cas de faibles influences anthropiques et pour des eaux oligotrophes sont confirmés.

Les bonnes et mauvaises conditions de références étant définies pour chaque habitat identifié sur le pourtour de la Corse, il est possible de calculer le J'MAMBI et définir le statut de qualité écologique de chaque station. Ces données permettront les comparaisons avec les niveaux supérieurs d'identification et la définition du niveau taxonomique suffisant pour identifier l'influence de faibles impacts anthropiques sur le milieu insulaire corse.

Chapitre 5 : La Simplification Taxonomique



Les habitats existants sur le pourtour de la Corse et les conditions de référence hautes, intermédiaires et basses au niveau taxonomique "espèce" ont été définis. Les statuts de qualité écologique (EcoQS) aux stations sélectionnées ont été identifiés. Il est dès lors possible d'aborder la simplification du niveau d'identification taxonomique. Pour se faire, les valeurs de qualité écologique (EQR) et les statuts écologiques doivent être définis pour chaque niveau taxonomique testé (genre ou famille) et comparés avec ceux du niveau d'identification "espèce". Cette comparaison doit permettre de déterminer le niveau taxonomique suffisant pour obtenir des résultats similaires à ceux obtenus en allant à l'espèce dans le cas d'eaux côtières oligotrophes soumises à des faibles impacts anthropiques.

1. Contexte

L'identification d'un statut écologique liée au peuplement macrobenthique d'une station demande de nombreuses étapes et est une analyse consommatrice de temps. Limiter cette consommation de temps est surtout intéressant dans le cas d'étude de suivi à long terme où de grands nombres d'échantillons sont prélevés régulièrement et dont les résultats sont attendus rapidement. En effet, il est nécessaire de connaître l'évolution des statuts écologiques rapidement après l'échantillonnage des peuplements pour permettre, si nécessaire, aux commanditaires ou gestionnaires de réagir. Dans le chapitre "Matériel et Méthodes", une adaptation de technique est présentée pour faciliter le tri en présence de fibres de posidonies. Dans le présent chapitre, une simplification du niveau d'identification taxonomique est envisagée.

La simplification taxonomique fait appel au travail d'Ellis (1985) sur la suffisance taxonomique (TS). Cette dernière peut être définie comme "*the identification of taxa to taxonomic levels higher than species without significant loss of information in detecting changes in assemblages exposed to environmental*

stress" (Terlizzi *et al.*, 2003). Cette méthode permet une évaluation rapide et moins coûteuse d'une situation écologique et est accessible à un grand nombre de scientifiques peut coutumier de la macrofaune benthique. Elle s'applique principalement dans le cadre de surveillance routinière en zone connue (Terlizzi *et al.*, 2003). Généralement, le niveau d'identification "famille" est suffisant pour ce type d'étude (e.g. : Warwick, 1988; Ferraro et Cole, 1990; Somerfield et Clarke, 1995; Sanchez-Moyano *et al.*, 2006). Néanmoins, en fonction des buts de l'étude, il est parfois nécessaire de conserver une identification au niveau spécifique "espèce" (e.g. : Rumohr et Karakassis, 1999; Dauvin *et al.*, 2003; De Biasi *et al.*, 2003; Giangrande *et al.*, 2005; Dethier et Schoch, 2006; Bertasi *et al.*, 2009; Conde *et al.*, 2013).

Jusqu'il y a peu, pour définir le niveau minimal d'identification, les scientifiques utilisaient une comparaison, entre les représentations d'ordination non contraignante telle que le "Multi-Dimensional Scaling" (MDS) ou de classement des différents niveaux envisagés (e.g. : Warwick, 1988; Ferraro et Cole, 1990; James *et al.*, 1995; Somerfield et Clarke, 1995; Olsgard *et al.*, 1997; Urkiaga-Alberdi *et al.*, 1999; Narayanaswamy *et al.*, 2003; Terlizzi *et al.*, 2003; Ajmal Khan, 2006; Tataranni *et al.*, 2009; Musco *et al.*, 2011; Mueller *et al.*, 2013). Dans notre cas, comme montré au cours de la définition des types d'habitat, les méthodes classiques d'ordination non contraignante et de classement ne montrent aucuns groupements et le recours à une comparaison des résultats d'indice biotique calculés à différents niveaux taxonomiques est nécessaire pour évaluer l'applicabilité de la suffisance taxonomique et définir le niveau d'identification taxonomique suffisant.

2. Stations et méthodes

Un résumé des stations et méthodes employées dans le cadre de l'évaluation de l'applicabilité de la simplification taxonomique est présenté ci-après. Une description détaillée se trouve dans le chapitre "Matériel et Méthodes".

a. Stations

La recherche d'une simplification d'identification taxonomique est basée sur une sélection de 90 stations échantillonnées en trois ou cinq réplicats où seuls les trois premiers réplicats sont pris en considération.

Chaque station est assignée à un des huit habitats identifiés sur le pourtour de la Corse au niveau spécifique "espèce". Le nombre de stations assignées par habitat varie entre 4 et 30 (Tableau 5-1).

Tableau 5-1: Nombre de station échantillonnée en 3 ou 5 réplicats (Station) et assignée à chaque habitat identifié sur le pourtour de la Corse. SF: Sédiments fins ; SM: Sédiments moyens ; SG: Sédiments grossiers ; +35 : ≥ 35 m ; 10/35 : $10 \text{ m} \leq X < 35 \text{ m}$; 0/10 : $< 10 \text{ m}$; 0/35 : $< 35 \text{ m}$; Herbier : herbier de posidonies.

Habitat	Station
Sédiments fins de plus de 35 m de profondeur (SF +35)	11
Sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur (SM +35)	8
Sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur (SG +35)	9
Sédiments fins entre la surface et 35 m de profondeur (SF 0/35)	30
Sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur (SM 0/35)	10
Sédiments grossiers 10 et 35 m de profondeur (SG 10/35)	4
Sédiments grossiers entre la surface et 10 m de profondeur (SG 0/10)	4
Sédiments dans une tâche de sable dans l'herbier (S Herbier)	14

b. Méthodes

Pour évaluer l'applicabilité de la suffisance taxonomique, il a fallu :

1. définir les valeurs de bonnes et mauvaises conditions de références pour chaque niveau taxonomique envisagé ("genre" et "famille"). Pour se faire, il a fallu choisir une méthode d'assignement du niveau de sensibilité à la pollution pour chaque "genre" (ou "famille") recensé. Une comparaison des résultats obtenus au niveau considéré avec ceux obtenus au niveau d'identification "espèce" doit ensuite être réalisée. Dans un premier temps, le niveau d'identification "genre" est analysé suivi du niveau "famille" ;
2. appliquer ces valeurs à des exemples d'évaluation temporelle ou spatiale.

i. Définition des valeurs de référence

▪ Choix de la méthode d'assignement

Après l'agrégation des espèces en "genre" et en "famille", un groupe de polluo-sensibilité est attribué à chaque "genre" ou "famille". Pour réaliser cette attribution, trois méthodes ont été envisagées :

1. Le groupe de sensibilité le moins pénalisant existant au sein des espèces d'un genre ou d'une famille est considérée ;
2. Le groupe de sensibilité le plus pénalisant existant au sein des espèces du même genre ou de la même famille est considérée ;
3. La valeur médiane des groupes de polluo-sensibilités présents dans un genre ou une famille est considérée.

Pour la suite de cette étude, seule une d'entre sera conservée comme moyen d'attribution de la sensibilité à la pollution. Par habitats et par niveau d'identification taxonomique, des conditions de références hautes et basses sont définies par application des mêmes critères que pour les référentiels du niveau d'identification "espèce". Ces référentiels permettent de calculer le M-AMBI ainsi que le J'MAMBI, développé au cours de ce travail dans le chapitre concernant le référentiel benthique.

▪ Comparaison avec les résultats du niveau d'identification "Espèce"

Les comparaisons des résultats des niveaux d'identification "genre" et "famille" avec ceux du niveau d'identification "espèce" doivent permettre de définir le niveau d'identification suffisant pour obtenir des résultats proches de ceux obtenus à l'aide d'une identification au niveau "espèce". Pour ce faire, il est nécessaire de définir les limites de classe de qualité écologique pour chaque niveau d'identification. Pour le niveau "espèce", elles ont été définies au chapitre précédent ; pour les niveaux "genre" et "famille", deux moyens de définir les limites de classe de qualité ont été envisagés :

1. L'utilisation des mêmes valeurs de limite de qualité que celle du niveau "espèce" ;

2. L'utilisation des valeurs obtenues par application de la méthode médiane de Paganelli *et al.* (2011), c'est-à-dire la limite Elevé/Bon vaut la moyenne des valeurs de J'MAMBI augmentée de l'écart-type et les autres limites proviennent des équipartitions de l'intervalle restant.

Les comparaisons de résultats peuvent être de deux sortes :

1. Une comparaison des valeurs numériques par calcul de coefficient de corrélation R^2 ,
2. Une comparaison des statuts qualitatifs par le calcul du coefficient Kappa de Cohen donnant l'accord existant entre les résultats obtenus à l'aide des moyens envisagé.

ii. Application des valeurs de référence

Pour s'assurer des tendances évolutives similaires entre les niveaux, une comparaison des variations des EQR au sein de gradients temporels ou spatiaux entre les différents niveaux taxonomiques est pratiquée. Arbitrairement et sachant qu'un EQR varie entre 0 et 1, il a été choisi qu'une variation d'EQR de plus de 0.1 était importante et traduisait des tendances évolutives différentes.

3. Résultats

Pour les 90 stations échantillonnées, 935 espèces et taxons ont été recensés, agrégés en 503 genres ou assimilés et 228 familles ou assimilés.

Par soucis de clarté, les résultats obtenus pour chaque niveau d'identification sont traités séparément : niveau d'identification "genre" puis niveau d'identification "famille" ; la comparaison entre les trois niveaux d'identification est exécutée en troisième lieu.

a. Le niveau d'identification taxonomique "Genre"

▪ Choix de la méthode d'assignement

Au niveau du genre, le nombre de taxons assigné par groupe de polluo-sensibilité change en fonction de la méthode d'assignement (Tableau 5-2). Les valeurs de polluo-sensibilité de chaque genre ou assimilé recensé, en fonction de la méthode d'assignements sont reprises à l'Annexe 2.

Entre les moyens d’attribution moins pénalisant et plus pénalisant, un seul genre change de groupe de polluo-sensibilité. En effet, dans le listing d’espèces déjà rencontrées dans les eaux corses, les polychètes du genre *Cirrophorus* peuvent être de polluo-sensibilité II (*Cirrophorus furcatus* (Hartman, 1957)) ou III (*Cirrophorus branchiatus* Ehlers, 1908). Cette seule différence ne peut pas affecter les résultats découlant de l’analyse des proportions de groupes de polluo-sensibilité.

Tableau 5-2: Nombre de genre ou taxons assimilés assignés à chaque groupe possible en fonction de la méthode de définition de la polluo-sensibilité prise en considération, basé sur le listing total des espèces et genres possibles d’identifier dans les eaux côtières corses.

	Moins pénalisant	Plus pénalisant	Médiane
Ignoré	6	6	6
Non Assigné	67	67	65
Polluo -Sensibilité I	220	220	222
Polluo -Sensibilité II	178	177	176
Polluo -Sensibilité III	69	70	70
Polluo -Sensibilité IV	20	20	21
Polluo -Sensibilité V	7	7	7

Par contre, entre le moyen d’évaluation plus pénalisant et l’évaluation suivant la méthode Médiane proposée par Forde *et al.* (2013), quatre genres de polychètes changent d’assignement :

- Le genre *Abyssoninoe* Orensanz, 1990 assigné par AZTI au groupe de polluo-sensibilité II est assigné par Forde *et al.* (2013) comme appartenant au groupe de polluo-sensibilité I,
- Le genre *Amphitritides* Augener, 1922 est évalué par son espèce représentée *Amphitritides gracilis* (Grube, 1860), synonyme de *Amphitrite gracilis* (Grube, 1860). Cette espèce est assignée par AZTI au groupe de polluo-sensibilité II tandis que Forde *et al.* (2013) assigne le genre *Amphitritides* au groupe de polluo-sensibilité I,
- Le genre *Prionospio* Malmgren, 1867 n’est pas assigné par AZTI à un groupe de polluo-sensibilité. Par contre, Forde *et al.* (2013) assigne ce genre au groupe de polluo-sensibilité IV. Ce dernier constitue l’assignement majoritaire des espèces de ce genre.

- Le genre *Protodorvillea* Pettibone, 1961 n'est pas assigné par AZTI tandis que Forde *et al.* (2013) assigne ce genre au groupe de polluo-sensibilité II.

Pour chacune des méthodes d'assignements, les valeurs références sont déterminées (Tableau 5-3). Les valeurs de l'AMBI, de la richesse et de la diversité sont identiques pour les assignements les moins et les plus pénalisants. Par contre, des changements minimes existent au niveau des valeurs d'AMBI calculé à l'aide des assignements suivant la méthode Médiane. Or, grâce à cette méthode développée par Forde *et al.* (2013), deux taxons supplémentaires sont assignés (les polychètes *Prionospio* et *Protodorvillea*). Ces différences minimes et l'attribution de polluo-sensibilité supplémentaire ont favorisé le choix de l'emploi de cette méthode Médiane dans la suite de l'évaluation.

Tableau 5-3: Valeurs des conditions de référence bonne, Intermédiaire (Inter.) et mauvaise en fonction des méthodes d'assignement pour le niveau d'identification taxonomique "genre". SF +35 : Sédiments fins de plus de 35 m de profondeur, SM +35 : Sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur, SG +35 : Sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur ; SF 0/35 : Sédiments fins entre la surface et 35 m de profondeur, SM 0/35 : Sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur, SG 10/35 : Sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de profondeur, SG 0/10 : Sédiments grossiers entre la surface et 10 m de profondeur, S Herbier : Sédiments dans une tâche de sable dans l'herbier. S : Richesse, H' : Diversité

Habitat		Moins pénalisant			Plus pénalisant			Médiane		
		AMBI	S	H'	AMBI	S	H'	AMBI	S	H'
SF +35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Bon	1,48	96	5,73	1,48	96	5,73	1,48	96	5,73
SM +35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Bon	1,30	94	5,60	1,31	94	5,60	1,32	94	5,60
SG +35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Bon	1,04	101	5,66	1,04	101	5,66	1,06	101	5,66
SF 0/35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Bon	0,79	86	4,92	0,79	86	4,92	0,80	86	4,92
SM 0/35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Inter.	6	36	1,95	6	36	1,95	6	36	1,95
	Bon	0,34	18	4,36	0,34	18	4,36	0,34	18	4,36
SG 10/35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Inter.	6	126	5,17	6	126	5,17	6	136	5,17
	Bon	0,88	37	3,59	0,88	37	3,59	0,97	37	3,59

SG 0/10	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Bon	1,94	62	4,43	1,94	62	4,43	1,93	62	4,43
S Herbier	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Inter.	6	103	5,46	6	103	5,46	6	103	5,46
	Bon	1,23	34	3,19	1,23	34	3,19	1,28	34	3,19

▪ Comparaison avec le niveau d'identification "Espèce"

Par l'emploi des valeurs de références bonne et mauvaise existantes dans chaque habitat et définies suivant la Méthode Médiane, le M-AMBI, le J'MAMBI sont calculés (Annexe 4). Chaque J'MAMBI est traduit en statut écologique sur base des deux moyens de classification. Pour chaque possibilité le coefficient d'accord Kappa est déterminé : Il vaut 0.80 pour les statuts basés sur les limites de qualité définies au niveau d'identification "espèce" (Tableau 5-4) et 0.88 pour les statuts basés sur les valeurs de limites obtenues par application de la méthode de Paganelli *et al.* (2011) (limite Elevé/Bon correspond à la moyenne des EQR augmentée de l'écart-type, les autres classes provenant d'une équipartition) au niveau "genre" (Tableau 5-5). Cela correspond à un accord bon à presque parfait entre les statuts identifiés au niveau "genre" et "espèce". Au vu de ces résultats d'accord, les limites définies par cette méthode de Paganelli *et al.* (2011) pour l'"espèce" sont applicables au niveau d'identification "genre".

Tableau 5-4: Calcul du Kappa entre les statuts de qualité obtenus aux niveaux "genre" et "espèce" par application des limites de qualité identifiées au niveau espèces.

		Genre						
		Elevé	Bon	Moyen	Pauvre	Mauvais		
Esp	Elevé	8	5				13	
	Bon	1	38	4			43	
	Moyen		1	24			25	
	Pauvre			1	6		7	
	Mauvais					2	2	
							90	
Assignment		8	38	24	6	2	78	
par chance		1,3	21,02	8,06	0,47	0,04	30,09	
Kappa		0,80	Bon accord					

Tableau 5-5: Calcul du Kappa entre les statuts de qualité obtenus aux niveaux "genre" et "espèce" par application des limites de qualité déterminées par application des valeurs de limites calculées sur base des données obtenues au niveau "genre".

		Genre						
		Elevé	Bon	Moyen	Pauvre	Mauvais		
Esp	Elevé	12	1				13	
	Bon	1	39	3			43	
	Moyen		1	24			25	
	Pauvre			1	6		7	
	Mauvais					2	2	
							90	
Assignement		12	39	24	6	2	83	92%
par chance		1,88	19,59	7,78	0,47	0,04	29,76	
Kappa		0,88	Accord presque parfait					

Les coefficients de corrélation entre les M-AMBI obtenus à chaque stations analysées au niveau d'identification "espèce" et "genre" sont excellent ($R^2=0.96$). Le coefficient de corrélation entre les J'MAMBI est également excellent ($R^2=0.97$). Donc est-il nécessaire d'utiliser la pondération par le J' dans le calcul de l'EQR au niveau d'identification taxonomique "genre" ?

La pondération du M-AMBI par l'indice de Piélou calculé au niveau "espèce" est reconnue pour renseigner sur l'équilibre d'une population, permettant d'affiner le résultat du M-AMBI et assurant une meilleure reconnaissance de l'état écologique d'un milieu, dans le cas de faibles influences et en eaux oligotrophes. La pondération au niveau "genre", produit-elle le même effet ? La corrélation existante entre le J'MAMBI "espèce" et le M'AMBI "genre" est bonne ($R^2=0.81$) mais elle est excellente entre le J'MAMBI "espèce" et le J'MAMBI "genre" ($R^2=0.97$). Cette valeur est supérieure à celles obtenues entre les M-AMBI. De plus, pour le listing générale soit 1060 espèces, seulement 73 espèces sont assignées différemment que le genre auxquelles elles appartiennent. La variabilité intra-genre de la polluo-sensibilité est donc faible, moins de 10 % (6.9 %) des possibilités d'assignement du listing général. De plus, toutes les espèces possibles n'apparaissent pas au sein d'un même peuplement et cette différence peut être considérée comme négligeable. Dans le cas d'une identification au niveau taxonomique "genre", la pondération de la valeur du

M-AMBI par la valeur de J' pour le calcul d'un EQR final est admissible et sera appliquée.

b. Le niveau d'identification taxonomique "Famille"

- Choix de la méthode d'assignement

Au niveau de la "Famille", des changements d'assignement sont mis en évidence en fonction des méthodes employées (Tableau 5-6). L'ensemble des familles considérées et leur assignement respectif en fonction de la méthode est reprise en Annexe 2.

Tableau 5-6: Nombre de famille assignée en fonction de la méthode employée pour assigner la famille

	Moins pénalisant	Plus Pénalisant	Médiane
Ignore	6	6	6
Non Assigné	29	29	28
Polluo-Sensibilité I	134	105	117
Polluo-Sensibilité II	61	65	77
Polluo-Sensibilité III	17	35	18
Polluo-Sensibilité IV	3	9	5
Polluo-Sensibilité V	4	5	3

Sur les 254 familles possibles du listing général, 52 sont assignées à un groupe de polluo-sensibilité par AZTI (version du listing de mars 2012) complétés par 83 familles assignées par Forde *et al.* (2013). Seules quatre familles ont une valeur commune de polluo-sensibilité entre les assignements selon AZTI ou suivant Forde *et al.* (2013). Ce sont les crustacés amphipodes de la famille Phoxocephalidae Sars 1891, les Mollusques des familles Dentaliidae Children, 1834, Lucinidae J. Fleming, 1828 et Veneridae Rafinesque, 1815. Tandis qu'une famille non assignée par AZTI, la famille de polychètes Polynoidae Kinberg, 1856, a une valeur de polluo-sensibilité de II pour Forde *et al.* (2013). Le listing de Forde *et al.* (2013) est donc complémentaire du listing AZTI. De plus, Forde *et al.* (2013) expliquent la méthode employée pour assigner une valeur de sensibilité aux familles ce qui permet de l'employer pour compléter les assignements.

En fonction du type d'assignement, des changements dans les valeurs de conditions de référence sont opérés (Tableau 5-7). Entre la méthode la moins pénalisante et celle la plus pénalisante, 36 familles changent d'assignement : 29 passent du groupe I aux groupes II, III ou même IV et 7 passent du groupe de sensibilité II aux groupes III, IV ou V. Entre la méthode plus pénalisante et la méthode médiane, 32 familles changent de groupe de polluo-sensibilité où la majorité provient des assignements proposés par Forde *et al.* (2013).

Tableau 5-7: Valeurs de référence bonne, Intermédiaire (Inter.) et mauvaise en fonction de l'habitat et de la manière d'assigner les familles aux groupes de polluo-sensibilité pour le niveau d'identification taxonomique "famille". SF +35 : Sédiments fins de plus de 35 m de profondeur, SM + 35 : Sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur, SG +35 : Sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur ; SF 0/35 : Sédiments fins entre la surface et 35 m de profondeur, SM 0/35 : Sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur, SG 10/35 : Sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de profondeur, SG 0/10 : Sédiments grossiers entre la surface et 10 m de profondeur, S Herbier : Sédiments dans une tâche de sable dans l'herbier. S : Richesse ; H' : Diversité.

Habitat		Moins pénalisant			Plus pénalisant			Médiane		
		AMBI	S	H'	AMBI	S	H'	AMBI	S	H'
SF +35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Bon	0,77	61	5	1,76	61	5	1,15	61	5
SM +35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Bon	0,58	56	4,87	1,53	56	4,87	1,99	56	4,87
SG +35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Bon	0,49	61	4,90	1,17	61	4,90	0,89	61	4,90
SF 0/35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Bon	0,47	53	4,77	0,88	53	4,77	0,67	53	4,77
SM 0/35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Inter.	6	28	1,93	6	28	1,93	6	28	1,93
	Bon	0,19	12	4,80	0,44	12	4,80	0,31	12	4,80
SG 10/35	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Inter.	6	79	4,69	6	79	4,69	6	79	4,69
	Bon	0,68	29	3,36	1,66	29	3,36	1,01	29	3,36
SG 0/10	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Bon	1,12	45	4,11	2,83	45	4,11	2,08	45	4,11
S Herbier	Mauvais	6	0	0	6	0	0	6	0	0
	Inter.	6	67	5,04	6	67	5,04	6	67	5,04
	Bon	0,79	28	3,06	1,71	28	3,06	1,26	28	3,06

Dans la mesure où : (1) Les valeurs des bonnes et mauvaises conditions identifiées par la méthode Médiane, tenant compte des variations naturelles de sensibilité possible au sein d'une famille, ont un AMBI intermédiaire aux deux autres méthodes. (2) Et cette même méthode Médiane est utilisée au niveau "genre" pour identifier les valeurs de référence utilisées, il paraît intéressant de la retenir au niveau d'une identification "famille".

- Comparaison avec le niveau d'identification "Espèce"

Une fois ces valeurs de référence définies par habitat, le M-AMBI de chaque station est calculé. Les M-AMBI ainsi obtenus sont pondérés par les valeurs d'équité et le J'MAMBI est obtenu. Chaque valeur du J'MAMBI est traduite en statut de qualité écologique (Annexe 4) suivant les limites de classe de qualité obtenues soit par application des limites définies pour le niveau d'identification "espèce" soit par l'application des valeurs obtenues à partir d'une des méthodes proposées par Paganelli *et al.* (2011) (Limite Elevé/Bon = Moyenne des EQR + Ecart-type ; autres limites par équipartition) au niveau "famille". Pour chaque possibilité le coefficient d'accord Kappa est déterminé : Il vaut 0.73 pour les statuts basés sur les limites de qualité définies au niveau d'identification "espèce" (Tableau 5-8) et 0.75 pour les statuts basés sur les valeurs de limites obtenues par l'application des limites définies au niveau "famille" (Tableau 5-8). Dans les deux cas, cela correspond à un bon accord entre les statuts identifiés au niveau "famille" et "espèce". Au vu de ces résultats d'accord, les limites définies par la méthode de Paganelli *et al.* (2011) pour l'"espèce" sont applicables au niveau d'identification "famille".

Tableau 5-8: Calcul du Kappa entre les statuts de qualité obtenus aux niveaux "famille" et "espèce" par application des limites de qualité identifiées au niveau "espèce".

		Famille						
		Elevé	Bon	Moyen	Pauvre	Mauvais		
Esp	Elevé	6	7				13	
	Bon	1	35	7			43	
	Moyen			258			25	
	Pauvre			1	6		7	
	Mauvais					2	2	
						90		
	Assignement	6	35	25	6	2	74	83%
	par chance	1.01	20.07	9.17	0.47	0.04	30.76	
	Kappa	0.73	Bon accord					

Tableau 5-9: Calcul du Kappa entre les statuts de qualité obtenus aux niveaux "famille" et "espèce" par application des limites de qualité déterminées sur base des données obtenues au niveau "famille".

		Famille						
		Elevé	Bon	Moyen	Pauvre	Mauvais		
Esp	Elevé	8	5				13	
	Bon	4	36	3			43	
	Moyen		2	23			25	
	Pauvre			1	2		7	
	Mauvais					2	2	
						90		
	Assignement	12	43	27	6	2	75	82%
	par chance	1.73	20.54	7.50	0.57	0.04	30.29	
	Kappa	0.75	Bon accord					

Le coefficient de corrélation entre les M'AMBI "espèce" et "famille" est très bon ($R^2=0.92$). Il est également excellent entre le J'MAMBI "espèce" et le J'MAMBI "famille" ($R^2=0.94$). L'utilité du facteur de pondération a été démontré pour le niveau d'identification taxonomique "espèce". Qu'en est-il pour le niveau d'identification taxonomique "famille" ? Comme la corrélation obtenue entre le J'MAMBI "espèce" et le M-AMBI "famille" est bonne ($R^2=0.82$), est-il nécessaire de pondérer la valeur du M-AMBI par l'équitabilité définie au niveau d'identification taxonomique "famille" ? En effet, plus le niveau d'identification

est élevé, plus il y a des possibilités qu'une famille domine le peuplement sans pour autant traduire un déséquilibre écologique. Cette proximité des valeurs de coefficients de corrélation (R^2) laisse penser que l'équitabilité (J') influence peu le rapport des valeurs d'EQR calculé aux différents niveaux d'identification taxonomique mais permet d'affiner les résultats. Dans l'état actuel des connaissances, l'emploi de la pondération par l'équitabilité (J') aux différents niveaux d'identification taxonomique semble pertinent. Il sera pris en considération dans la suite de ce travail.

c. Variation des valeurs de qualité écologique à travers les niveaux d'identification taxonomique

Afin d'identifier si un niveau taxonomique supérieur à l'espèce peut être employé, une comparaison des J' MAMBI obtenus sur base des différents référentiels est réalisée sur plusieurs cas de figure :

- Pour l'ensemble des 90 stations employées dans les définitions des conditions de référence ;
- Pour une évolution temporelle, à partir de stations échantillonnées à plusieurs reprises, telles que les stations DCE ;
- Pour une évolution spatiale, à partir des stations échantillonnées le long d'un transect depuis une source vers le large, cas de suivi des aquacultures ou d'émissaire de rejet de station d'épuration.

Les limites de classe de qualité écologique prises en considération sont celles déterminées pour le niveau d'identification "espèce", c'est-à-dire : Elevé ≥ 0.80 , $0.80 > \text{Bon} \geq 0.60$, $0.60 > \text{Moyen} \geq 0.40$, $0.40 > \text{Pauvre} \geq 0.20$, $0.20 > \text{Mauvais}$.

i. Evolution individuelle

Deux moyens de comparer les résultats d'une station entre les niveaux d'identification taxonomique sont possibles :

1. Une corrélation entre les valeurs numériques obtenues entre un niveau et le niveau "espèce" ;
2. Une comparaison de la classe de qualité définie à chaque niveau considérée par rapport au niveau de référence, le niveau "espèce".

La comparaison numérique est effectuée par l'intermédiaire de corrélations. Les coefficients de corrélation (R^2) entre les valeurs des J' MAMBI du niveau

d'identification "genre" ou "famille" et ceux du niveau d'identification "espèce" sont excellents dans les deux cas, tout en étant très légèrement meilleur pour le niveau "genre" ($R^2 = 0.97$ pour le niveau "genre" contre $R^2 = 0.94$ pour le niveau "famille"). De plus, une corrélation de rang de Spearman effectuée sur ces 90 stations entre le niveau d'identification "espèce" et le niveau d'identification "genre" ou "famille" donne une corrélation significative entre le niveau d'identification "espèce" et le niveau supérieur considérée (R de Spearman = 0.98 pour le niveau "genre" et 0.96 pour celui de la "famille", p -value < 0.0001, $\alpha = 0.05$).

La comparaison qualitative est effectuée après identification des statuts de qualité écologique à l'aide du Kappa de Cohen (Cohen, 1960; 1968 ; tableau 5-4 et 5-8). Entre le niveau d'identification "espèce" et le niveau d'identification "genre", 78 stations sur les 90 sélectionnées sont assignées exactement dans la même classe de qualité écologique, soit 88.7 %. En tenant compte des assignements dû à la chance, la valeur du Kappa obtenue (0.80) correspond à un bon accord entre les niveaux. Entre le niveau d'identification "espèce" et le niveau d'identification "famille", 74 stations sur les 90 sélectionnées sont assignées dans la même classe de qualité écologique, soit 82.2 %. La valeur du Kappa obtenue (0.73) correspond à un bon accord entre les assignements des différents niveaux.

Suite à l'ensemble des résultats énoncés, les qualités écologiques obtenus au niveau d'identification taxonomique "famille" sont en bon accord et en bonne corrélation avec celles obtenues au niveau d'identification taxonomique "espèce". Une identification au niveau taxonomique "famille" semble donc suffisante pour définir un statut de qualité écologique satisfaisant en une station donnée ?

Donc pour les stations prises individuellement, la suffisance taxonomique peut être appliquée. Mais le but est son application dans le cadre d'un programme de suivi. Qu'en est-il de l'évolution de qualité le long de gradients temporels ou spatiaux ?

ii. Evolution temporelle

Tout comme pour l'évolution individuelle, l'évolution temporelle des différents niveaux d'identification est comparée par une corrélation numérique et une comparaison qualitative.

Les stations échantillonnées au cours des campagnes de suivi DCE (2006, 2009, 2012) permettent d'illustrer l'évolution temporelle des qualités écologiques. L'échantillonnage de ces stations suit le même protocole et emploie le même matériel au cours des différentes campagnes. Sur 13 stations échantillonnées sur l'ensemble des campagnes de prélèvements, six stations (Figure 5-1), les stations de contrôle de surveillance connues pour être en bonne qualité écologique, ont été visitées lors de trois campagnes et sont considérées pour l'évolution temporelle des qualités écologiques obtenus aux niveaux taxonomiques envisagés (tableau 5-10).

Tableau 5-10: Station DCE échantillonnées aux différentes campagnes (2006, 2009, 2012).

	Campagne 2006	Campagne 2009	Campagne 2012
Ajaccio		x	
Aléria	x	x	x
Biguglia		x	
Bonifaccio		x	
Bruzzi	x	x	x
Calvi	x	x	x
Canari		x	
Cargèse	x	x	x
Porto Vecchio		x	
Rogliano	x	x	x
Rondinara	x	x	x
Saint Florent		x	
Sant'Amanza		x	



Figure 5-1: Position des points de prélèvements DCE le long des côtes corses.

Pour cette évolution temporelle, il est possible d'analyser une évolution moyenne au niveau de l'ensemble de la Corse ou une évolution en chaque point échantillonné au cours du temps.

- Pour l'ensemble de la Corse

La valeur moyenne d'EQR pour les six masses d'eau du contrôle de surveillance (c'est-à-dire les stations échantillonnées à chaque campagne de suivi) permet d'avoir une idée générale des bonnes conditions écologiques existantes sur le pourtour insulaire. En moyenne, la qualité écologique est bonne dans les eaux insulaires et ce pour les trois niveaux d'identification envisagés (Figure 5-2). Pour ces 18 stations prises en considération (6 stations durant 3 campagnes), il existe une corrélation significative entre les résultats obtenus au niveau de l'"espèce" et ceux des niveaux "genre" ou "famille" (Test de Spearman, $n=18$, R de Spearman = 0.95 au niveau genre et 0.73 au niveau famille, p value < 0.0001, $\alpha = 0.05$). Malgré la légère chute observée au niveau d'identification "famille", les valeurs d'EQR obtenues aux différents niveaux d'identification sont équivalentes, comme le montre le test de Kruskal-Wallis effectué sur l'ensemble des données (Test de Kruskal-Wallis, $n=18$, p -value = 0.12 traduisant une variation non significative des médianes).

Dans le cas d'une vue générale, le niveau d'identification famille est dès lors suffisant pour définir le statut de qualité écologique.

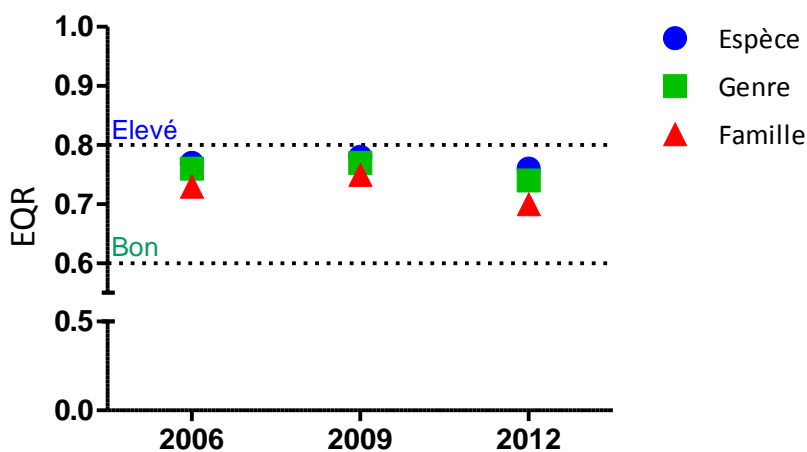


Figure 5-2: Valeurs des J'MAMBI(EQR) moyen obtenu au cours des trois campagnes DCE pour les eaux côtières corses

- Par masse d'eau

Chaque station du contrôle de surveillance est associée à une masse d'eau définie au niveau européen. L'évolution de chaque station permet donc de décrire l'évolution d'une masse d'eau.

Le fait que trois campagnes ont été réalisées à ce jour empêche la réalisation de test statistique pour chacune des masses d'eau prises individuellement. La présente interprétation est donc uniquement descriptive.

Le tableau 5-11 présente les valeurs et statuts de qualité écologique de chaque masse d'eau pour les différentes campagnes de prélèvement. La figure 5-3 représente graphiquement l'évolution des EQR. Pour chaque masse d'eau, les statuts écologiques identifiés restent en générale dans la même classe de qualité déterminée au niveau d'identification "espèce". Et les tendances évolutives de la valeur numérique de l'EQR vont dans le même sens avec des amplitudes variables.

Tableau 5-11: Valeurs des EQR et statut écologique en fonction du niveau d'identification taxonomique pour les stations DEC suivies au cours des différentes campagnes. SF +35 : Sédiments fins de plus de 35 m de profondeur, SM + 35 : Sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur, SG +35 : Sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur ; SF 0/35 : Sédiments fins entre la surface et 35 m de profondeur, SM 0/35 : Sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur, SG 10/35 : Sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de profondeur, SG 0/10 : Sédiments grossiers entre la surface et 10 m de profondeur, S Herbier : Sédiments dans une tâche de sable dans l'herbier.

Station	Année	Habitat	Espèce		Genre		Famille	
			EQR	Statut	EQR	Statut	EQR	Statut
Aléria	2006	SF +35	0,87	Elevé	0,86	Elevé	0,81	Elevé
	2009	SF +35	0,69	Bon	0,70	Bon	0,69	Bon
	2012	SM +35	0,68	Bon	0,64	Bon	0,62	Bon
Bruzzi	2006	SG +35	0,70	Bon	0,68	Bon	0,66	Bon
	2009	SF +35	0,79	Bon	0,78	Bon	0,82	Elevé
	2012	SG +35	0,77	Bon	0,73	Bon	0,66	Bon
Calvi	2006	SM +35	0,79	Bon	0,75	Bon	0,71	Bon
	2009	SF +35	0,78	Bon	0,78	Bon	0,79	Bon
	2012	SM +35	0,84	Elevé	0,80	Elevé	0,76	Bon
Cargèse	2006	S Herbier	0,71	Bon	0,69	Bon	0,69	Bon
	2009	SM +35	0,74	Bon	0,72	Bon	0,63	Bon
	2012	SG +35	0,64	Bon	0,65	Bon	0,97	Bon
Rogliano	2006	SG +35	0,82	Elevé	0,79	Bon	0,76	Bon
	2009	SG +35	0,83	Elevé	0,78	Bon	0,73	Bon
	2012	SG +35	0,83	Elevé	0,82	Elevé	0,80	Elevé
Rondinara	2006	SG +35	0,74	Bon	0,76	Bon	0,75	Bon
	2009	SM +35	0,86	Elevé	0,85	Elevé	0,81	Elevé
	2012	SG +35	0,80	Elevé	0,79	Bon	0,68	Bon

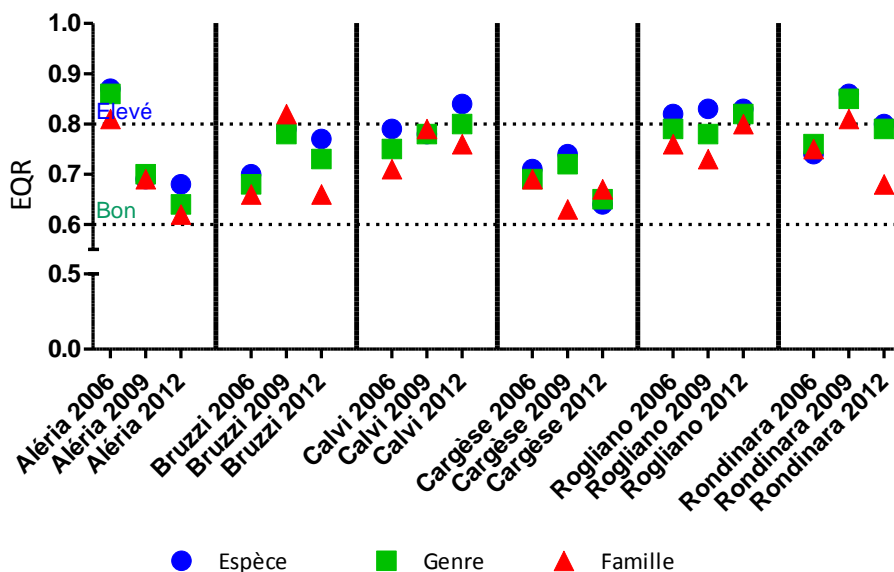


Figure 5-3: Valeur des EQR obtenus au cours des campagnes de prélèvement DCE (2006, 2009 et 2012) pour les stations échantillonnées au cours de plusieurs campagnes en fonction des niveaux taxonomiques envisagés (espèce, genre, famille).

A Aléria (Figure 5-3), la chute d'EQR observée au niveau d'identification "espèce" passant de 0.87 en 2006 à 0.69 en 2009 et à 0.68 en 2012 est également observée au niveau d'identification "genre" passant de 0.86 en 2006 à 0.70 en 2009 et 0.64 en 2012. Ces deux chutes sont tout à fait comparables. Tout comme la chute observée au niveau d'identification "famille" où la valeur d'EQR passe de 0.81 en 2006 à 0.69 en 2009 pour être évalué à 0.62 en 2012. Le statut de la qualité écologique évolue vers une diminution de la qualité et ce pour les trois niveaux d'identification considérés. De plus, les valeurs médianes des trois années confondues par niveau taxonomique ne varient pas de manière significatives (Test de Kruskal-Wallis, $n = 3$, p -value = 0.81).

A Bruzzi (Figure 5-3), l'évolution des EQR montre une amélioration de la situation entre 2006 et 2009 (EQR passant du 0.70 en 2006 à 0.79 en 2009 au niveau "espèce" et de 0.68 à 0.78 pour le niveau "genre" et de 0.66 à 0.82 au niveau "famille") avant une chute en 2012 (EQR de 0.77 au niveau "espèce", de 0.73 au niveau "genre" et de 0.66 au niveau "famille"). Néanmoins, le statut de qualité écologique reste dans la même classe, à savoir bon, à l'exception du statut du niveau famille en 2009 : élevé mais proche de la limite de

changement de classe (0.80). Les valeurs médianes des trois années confondues par niveau taxonomique ne varient pas de manière significative (Test de Kruskal-Wallis, $n = 3$, p -value = 0.67).

A Calvi (Figure 5-3), les tendances évolutives des EQR varient entre les niveaux d'identification taxonomiques tout en restant dans une même classe de qualité, bon ou à proximité du seuil de changement de classe. Au niveau d'identification "espèce", une stabilité de la valeur de qualité est observée entre 2006 (0.79) et 2009 (0.78) et une augmentation de la valeur de qualité (0.84) est constatée en 2012. Cette dernière traduit un statut élevé mais relativement proche du seuil de changement vers le bon. Pour le niveau d'identification "genre", les valeurs d'EQR augmentent à travers les campagnes (0.75 en 2006, 0.78 en 2009 et 0.80 en 2012) traduisant une amélioration de la qualité écologique de bon vers élevé en 2012, 0.80 étant la valeur seuil de changement. Par contre, pour le niveau d'identification "famille", la valeur d'EQR augmente entre 2006 (0.71) et 2009 (0.79) avant de diminuer en 2012 (0.76). Néanmoins, le statut de qualité écologique reste bon au cours des campagnes. Malgré ces évolutions numériques différentes, il n'y a pas de variations significatives des valeurs médianes (Test de Kruskal-Wallis, $n = 3$, p -value = 0.36).

A Cargèse (Figure 5-3), l'évolution des EQR est semblable entre les niveaux d'identification "espèce" et "genre" avec une augmentation chiffrée entre 2006 et 2009 avant une diminution en 2012. Tandis qu'une évolution inverse est mise en avant par une identification au niveau "famille", soit une diminution chiffrée entre 2006 et 2009 avant une augmentation en 2012. Malgré ces évolutions différentes, les statuts définis sont associés à une bonne qualité écologique. Et les médianes ne varient pas significativement entre les niveaux d'identification (Test de Kruskal-Wallis, $n = 3$, p -value = 0.49).

A Rogliano (Figure 5-3), au niveau d'identification "espèce", les valeurs d'EQR sont stables entre les campagnes, variant entre 0.82 et 0.83 et traduisent une qualité écologique élevée. Pour le niveau d'identification "genre", les EQR sont stables entre 2006 et 2009 (0.79 et 0.78) avant d'augmenter en 2012 (0.82) traduisant un passage de qualité bonne à excellente. Tandis qu'au niveau d'identification "famille", l'EQR chute légèrement entre 2006 (0.76) et 2009 (0.73) avant d'augmenter en 2012 (0.80). Malgré cette chute, les variations d'EQR traduisent un passage d'une qualité écologique bonne à élevée. Donc,

malgré ces évolutions différentes, les statuts de qualité écologique varient entre bon et élevé. De part ces variations les interprétations peuvent varier entre les niveaux d'identification sans pour autant entraîner des implications d'actions différentes. De plus, les médianes ne varient pas significativement entre les niveaux (Test de Kruskal-Wallis, $n = 3$, p -value = 0.06).

A Rondinara (Figure 5-3), pour les trois niveaux d'identification envisagés, l'évolution des EQR suit la même tendance, avec une augmentation de valeurs entre 2006 et 2009 suivie d'une chute en 2012. Néanmoins, les statuts de qualité écologique reste dans la même gamme de qualité entre bon et élevé. Et les médianes ne varient pas significativement entre les niveaux d'identification (Test de Kruskal-Wallis, $n = 3$, p -value = 0.59).

Outre le fait qu'il n'existe pas de différences significatives entre les valeurs obtenues aux différents niveaux d'identification envisagés au cours des campagnes, les représentations graphiques mettent en évidence des évolutions variées pouvant entraîner des différences d'interprétation contradictoires, si le statut n'est pas considéré.

Ces tendances évolutives temporelles peuvent également être mises en évidence par comparaison des différences entre les EQR d'une campagne sur l'autre. Pour les six stations échantillonnées au cours des trois campagnes, l'évolution moyenne de ces stations confondues à chaque niveau d'identification taxonomique donne des valeurs comparables (Figure 5-4). En effet, les différences maximales existant entre le niveau d'identification "espèce" et celui de la "famille" est de 0.01 entre 2006 et 2009 et de 0.03 entre 2009 et 2012. Ces différences sont bien inférieures à 0.1, valeur arbitrairement définie comme traduisant une variation importante. Pour cette vue d'ensemble, le niveau d'identification "famille" peut être suffisant. Par contre, prise individuellement, les différences évolutives peuvent varier entre stations (Figure 5-4). Pour la majorité des stations (Aléria, Calvi, Rogliano, Rondinara), les différences d'EQR entre une campagne et une autre sont bien inférieures à 0.1 et peuvent être considérées comme semblables aux différents niveaux d'identifications. Par contre à Bruzzi et Cargèse, les différences d'EQR obtenues aux trois niveaux d'identification peuvent être supérieures à 0.1 et montrer des évolutions variables.

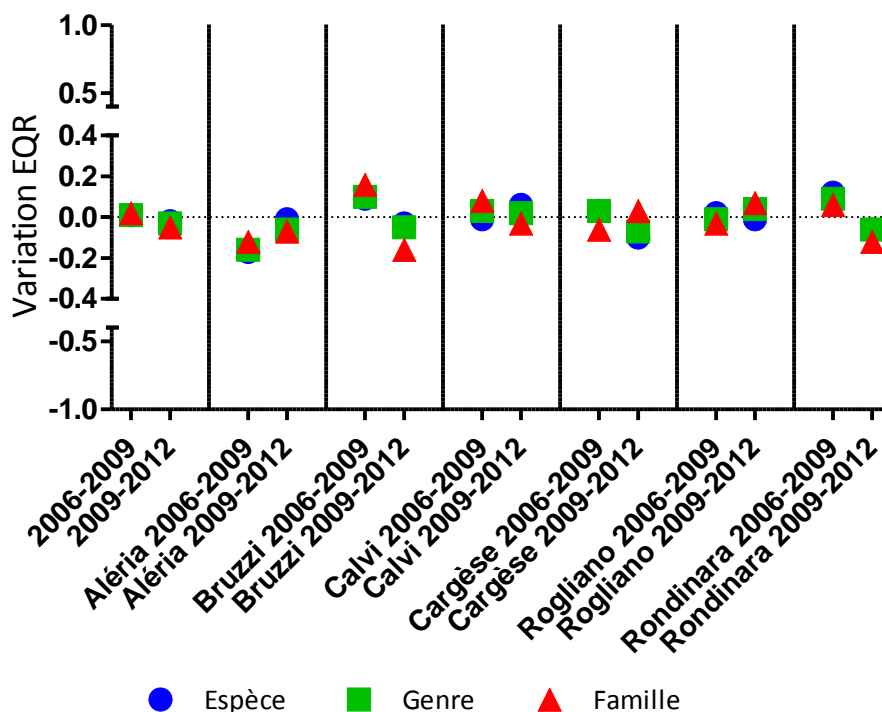


Figure 5-4: Différence d'EQR entre les campagnes DCE en fonction des niveaux d'identification taxonomique (espèce, genre, famille), moyenne pour la Corse et aux stations échantillonnées au cours des trois campagnes effectuées.

A Bruzzi, les différences d'EQR entre les niveaux d'identification "espèce" et "genre" sont proches et montrent les mêmes tendances évolutives entre les campagnes. Par contre, la différence d'EQR entre les niveaux d'identification "espèce" et "famille" vaut 0.05 entre 2006 et 2009 et est supérieure à 0.1 (0.13) entre 2009 et 2012. Cette différence marquée entre les valeurs des campagnes 2009 et 2012 est associée à la valeur d'EQR nettement plus faible observée au niveau d'identification "famille" en 2012 par rapport à celle du niveau d'identification "espèce". Ce changement peut être lié à une valeur d'équitabilité plus faible pour la famille en 2012 mettant en avant un déséquilibre lié à l'agrégation. L'agrégation a pour effet de diminuer fortement la richesse spécifique en 2012 par rapport à 2006.

A Cargèse, tout comme à Bruzzi, les différences d'EQR entre les niveaux d'identification "espèce" et "genre" sont proches et montre les mêmes tendances évolutives entre les différentes campagnes. Par contre, la différence

d'EQR entre les niveaux d'identification "espèce" et "famille" vaut 0.09 entre 2006 et 2009 et est supérieure à 0.1 (0.13) entre 2009 et 2012. Cette différence marquée entre les valeurs des campagnes 2009 et 2012 est associée à la valeur d'EQR nettement plus faible observée au niveau d'identification "famille" en 2009 par rapport à celle du niveau d'identification "espèce". Les différences proviennent d'une équitabilité nettement plus faible au niveau d'identification "famille" qu'"espèce" en 2009. Néanmoins, cette valeur est proche de celles déterminées aux autres campagnes.

Cette manière de présenter les données montre généralement que le niveau d'identification "famille" est suffisant pour mettre en évidence les évolutions des EQR. En effet, les variations d'EQR entre campagnes pour le niveau d'identification "famille" sont en général proches de ceux du niveau d'identification "espèce" à l'exception de deux stations où les différences sont plus marquées.

Donc, pour des évolutions temporelles, les variations d'EQR du niveau d'identification "famille" sont proches de celles obtenues au niveau d'identification "espèce", niveau de référence. Ce niveau d'identification "famille" est utilisable dans le cadre d'une identification taxonomique simplifiée.

Néanmoins, il faut garder à l'esprit que seules trois campagnes ont été utilisées pour mettre en évidence des évolutions temporelles, ce n'est certainement pas suffisant pour mettre en avant les tendances évolutives à long terme. Il serait donc intéressant de poursuivre cette étude comparative après l'ajout de nouvelles données augmentant ainsi la série temporelle analysée.

Qu'en est-il de l'évolution spatiale ?

iii. *L'efficacité par rapport à la source anthropique - Evolution spatiale*

Comme pour l'évolution individuelle ou temporelle, il est possible d'évaluer l'évolution le long d'un gradient par comparaison numérique et comparaison qualitative.

Pour cette évolution, deux cas sont présentés :

- Le suivi 2011/2012 des concessions aquacoles ;

- L'évolution le long de transect d'éloignement de l'émissaire de rejet de station d'épuration (STEP) de Moriani effectué en 2011.
 - Le suivi aquacole

Dans le cas du suivi des concessions aquacoles, deux stations sont échantillonnées, une sous les cages et l'autre à 300 m de la concession dans le sens des courants dominants. Ces données provenant d'études confidentielles, les noms des différentes concessions sont remplacés par des lettres.

Comme montré précédemment, individuellement, les valeurs des EQR de chaque station calculées aux différents niveaux d'identification taxonomique sont proches les unes des autres. Deux stations changent néanmoins de statut écologique entre les niveaux (Point 0 de l'aquaculture C et Point 0 de l'aquaculture E) avec une valeur proche du seuil de changement entre les classes de qualité (bonne à moyenne pour l'aquaculture C et élevée à bonne pour l'aquaculture E).

Malgré ces deux différences, les tendances évolutives vont dans le même sens pour les trois niveaux d'identification envisagés et pour l'ensemble des aquacultures.

Sur l'ensemble des aquacultures, les écarts moyens d'EQR entre la source et la station située à 300 m sont proches d'un niveau taxonomique à l'autre (Figure 5-5 - variation de 0.08 pour le niveau d'identification "espèce", 0.10 pour le niveau d'identification "genre" et 0.12 pour celui "famille"). En considérant ces valeurs moyennes, le niveau d'identification "famille" peut être considéré comme suffisant pour mettre en évidence des différences spatiales.

Il en est de même pour la majorité des concessions prises individuellement où les différences entre les distances échantillonnées aux différents niveaux d'identification montrent les mêmes tendances évolutives et des variations proches (Figure 5-5). Une exception est la concession C au niveau de laquelle, malgré une chute de qualité avec l'augmentation de la distance, cette dernière est plus importante au niveau de l'identification à l'"espèce" qu'au niveau "famille". Une différence dans la valeur d'équitabilité définie entre les deux niveaux peut expliquer cette différence.

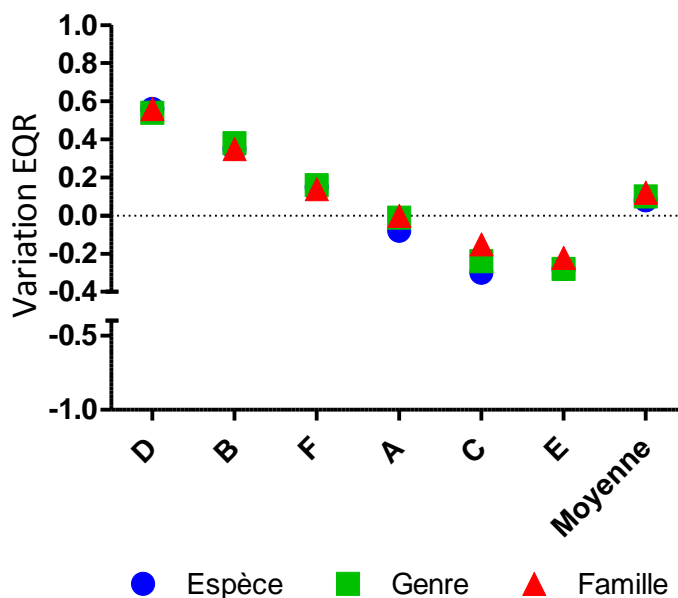


Figure 5-5: Variations d'EQR entre les stations 0 et 300m pour les différentes stations constituant les suivis aquacoles et en fonction des niveaux d'identification taxonomique. Ferme D : la plus impactante, Ferme E : la moins impactante.

- Le suivi de rejet de station d'épuration (STEP)

Un autre impact anthropique est le rejet d'émissaire illustré par la STEP de Moriani échantillonnée en 2011.

Le rejet de la station d'épuration de Moriani a été analysé par trois stations situées sur un même transect. Comme montré précédemment, les valeurs des EQR aux différents niveaux d'identification taxonomique sont proches les unes des autres traduisant une qualité écologique moyenne au point A et au point B et bon au point C. Les variations entre les points successifs mettent en évidence des différences très proches l'une de l'autre et comparables (Figure 5-6). Les évolutions spatiales sont donc similaires et l'identification au niveau taxonomique "famille" est envisageable.

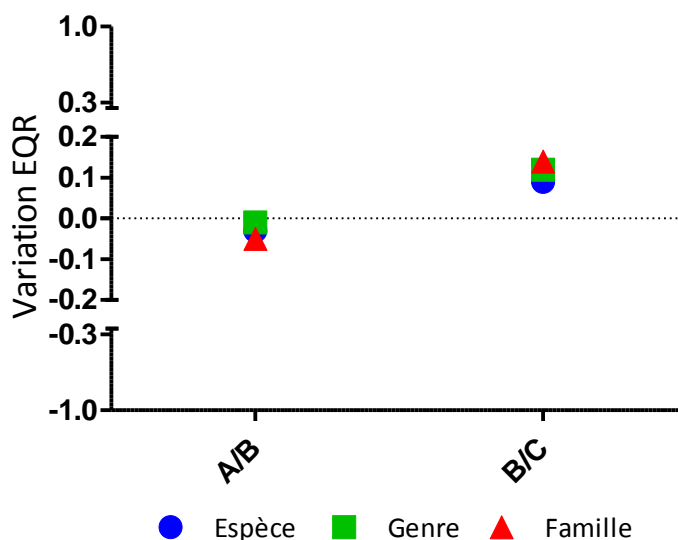


Figure 5-6: Variation d'EQR entre les différentes stations constituant le suivi de la STEP de Moriani en 2011.

Une fois encore, l'évaluation du statut écologique pour chaque peuplement pris individuellement peut se faire en appliquant la suffisance taxonomique au niveau d'identification "famille". Dans la majorité des cas, il est donc possible de l'appliquer dans le cadre d'un suivi spatial.

Néanmoins, peu de transects ont été utilisées pour discuter de l'évolution spatiale. Ce faible nombre (7) n'est certainement pas suffisant pour permettre de mettre en avant les tendances générales d'évolution spatiale, surtout que peu de stations sont positionnées dans chaque transect. Il serait donc intéressant de poursuivre cette étude comparative avec un plus grand nombre de transect et avec des séries spatiales plus étendues.

4. Discussion

L'identification des individus macrobenthiques au niveau taxonomique "espèce" est consommatrice de temps et demande un certain niveau d'expertise. Riera et de-la-Ossa-Carretero (2014) rappellent qu'il existe des alternatives à ces identifications. L'une d'entre elles, ne demandant pas de matériels et/ou techniques supplémentaires dans les étapes préalables du traitement des échantillons, est la suffisance taxonomique.

La suffisance taxonomique est un concept général développé par Ellis (1985) appliqué pour limiter le temps d'identification des organismes, ici macrobenthiques et diminuer le coup de telles études.

La limitation d'identification doit également permettre de réduire les erreurs d'identification des individus au niveau "espèce" tout en gardant les informations biologiques et écologiques correctes. La détermination à un niveau taxonomique supérieur à l'"espèce" doit donc se faire en limitant la perte d'information, c'est-à-dire, dans le cas présent, les qualités écologiques et leurs tendances évolutives dans l'espace et le temps.

Dans le cas d'études ou de suivis où les diagnostics écologiques sont attendus par des gestionnaires et décideurs, il serait intéressant d'utiliser ce principe afin de permettre une réaction rapide de ces derniers.

Pour permettre une telle évaluation rapide, il faut passer par le calcul d'indice biotique au niveau taxonomique suffisant. Dans cette étude, le choix de l'indice à employer s'est naturellement porté sur le J'MAMBI. En effet, garder le même indice que celui utilisé dans le cadre du référentiel benthique au niveau d'identification "espèce" est judicieux pour comparer les valeurs d'EQR et les statuts écologiques associés à l'aide d'une même base mathématique.

Généralement, le niveau d'identification taxonomique suffisant est identifié par comparaison de MDS réalisés aux différents niveaux d'identification taxonomique envisagés. Ces MDS permettent en effet de visualiser facilement les regroupements des peuplements des stations. Tant que les regroupements observés à l'"espèce" se retrouvent au niveau supérieur, ce niveau est suffisant (e.g. : Warwick, 1988; 1988; Somerfield et Clarke, 1995; Vanderklift *et al.*, 1996; Olsgard *et al.*, 1997; Gomez Gesteira *et al.*, 2003; Sanchez-Moyano *et al.*, 2006; Tataranni *et al.*, 2009). Dans notre cas, les ordinations par CAP sont employées à la place des ordinations par MDS pour mettre en évidence les regroupements sous l'action des facteurs abiotiques contraignants. Ces CAP mettent en avant des regroupements visualisables jusqu'à niveau "famille" (Figure 5-7). L'adaptation du calcul du J'MAMBI sera donc effectuée jusqu'à ce niveau d'identification taxonomique. La comparaison des résultats doivent permettre d'assurer le niveau d'identification taxonomique suffisant sur base mathématique.

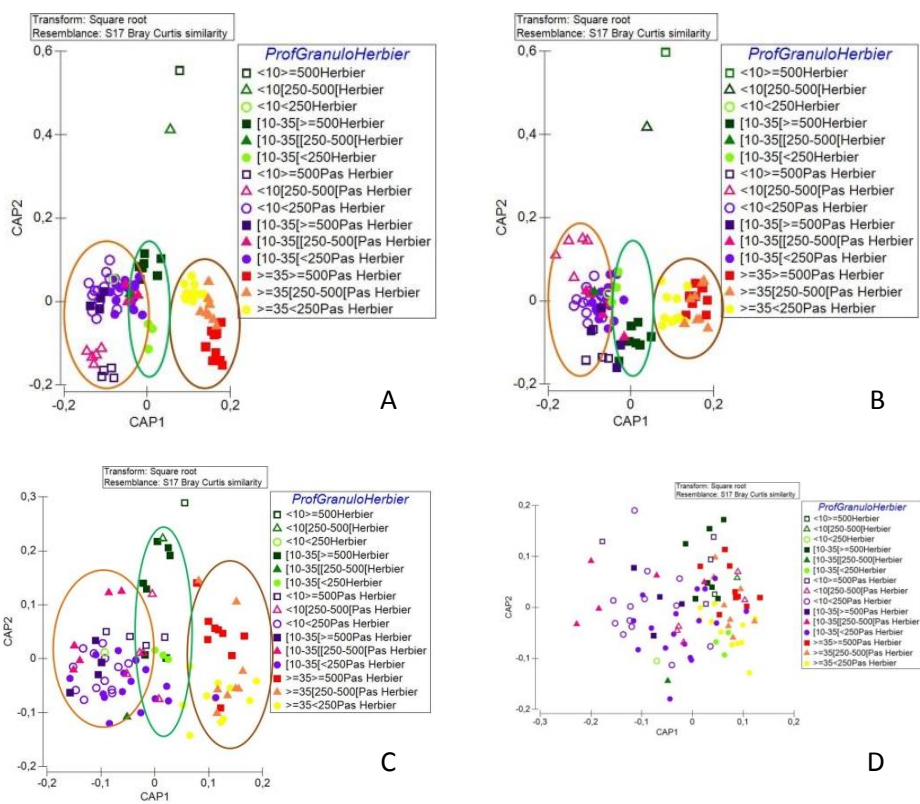


Figure 5-7: CAP des 90 stations au niveau espèce (A), genre (B), famille (C) et classe (D). Trois regroupements sont mis en évidence.

Ce n'est pas la première fois que le principe de suffisance taxonomique est appliqué au calcul d'indice biotique, M-AMBI ou autres. Dauvin et Ruellet (2007) ont appliqué ce principe pour développer le BOPA, testé récemment par Riera et de-la-Ossa-Carretero (2014) dans les eaux des îles Canaries. Ces eaux sont oligotrophes et cet indice fonctionne bien dans le cas de forts impacts anthropiques mais pas dans le cas de faibles perturbations d'origine humaine. Ces faibles perturbations se rencontrent dans les eaux oligotrophes corses. Dans ces eaux, au niveau d'identification "espèce", la présente étude montre que travailler par habitat et avec le J'MAMBI permet de mettre en évidence de faibles influences anthropiques. En sera-t-il de même en identifiant à des niveaux taxonomiques supérieurs à l'"espèce" et calculant le J'MAMBI à ces niveaux ? De-La-Ossa-Carretero *et al.* (2012) ont appliqué la suffisance taxonomique au BENTIX et mettent en évidence que cette méthode peut être appliquée dans les conditions d'une bonne connaissance de la zone d'étude, de

la présence d'un habitat homogène et pour une communauté benthique uniforme. Dimitriou *et al.* (2012) ont appliqué l'identification au niveau "famille" pour l'indice de qualité benthique BQI. Et, Forde *et al.* (2013) a déjà expérimenté la suffisance taxonomique au M-AMBI dans le cadre de l'étude de zone faiblement connue comme la baie de Hong-Kong par transposition des valeurs de polluo-sensibilité évaluée au niveau taxonomique "famille" de zones européennes connues. Néanmoins, en fonction des études et des indices, les conclusions varient et mettent en avant que la suffisance taxonomique n'est pas applicable à tous les environnements ni dans toutes les conditions (Ferraro et Cole, 1990; Dauvin *et al.*, 2003; Terlizzi *et al.*, 2003; Ajmal Khan, 2006).

Par contre, la plupart des études basée sur les MDS ont montré que les niveaux d'identification "genre" et "famille" présentaient les plus grandes corrélations de résultats avec ceux du niveau d'identification "espèce" (e.g. : Warwick, 1988; Ferraro et Cole, 1990; Somerfield et Clarke, 1995; Sanchez-Moyano *et al.*, 2006). C'est en suivant ces conclusions et les mises en évidence par les CAP au cours de cette étude que le choix a été fait d'envisager uniquement ces deux niveaux d'identification taxonomique.

Au début du renouveau de l'emploi de la suffisance taxonomique, De Biasi *et al.* (2003) mettait en avant la nécessité d'être en présence de fort gradient de perturbations. D'autres études (e.g. : Riera et de-la-Ossa-Carretero, 2014) ont été effectuées en milieu côtier soumis à de fortes influences anthropiques arrivent aux mêmes conclusions. Depuis, Dethier et Schoch (2006) ont montré que même en conditions naturelles ou sous faibles influences anthropiques, l'identification au niveau taxonomique "famille" était suffisante pour mettre en avant des changements de regroupements de stations. Ces études sont réalisées en milieu estuarien, milieu présentant une forte variabilité naturelle ou en milieu côtier soumis à de fortes influences anthropiques, mais qu'en est-il pour de faibles influences humaines en eaux oligotrophes?

Pour évaluer la suffisance taxonomique sur base des valeurs du J'MAMBI, il est nécessaire de définir des conditions de référence pour chaque niveau d'identification taxonomique envisagé (genre et famille) et pour chaque habitat. Ces référentiels peuvent être définis selon trois méthodes : en appliquant les valeurs de polluo-sensibilité les plus sensibles, en appliquant les valeurs de polluo-sensibilité les moins sensibles existant pour une espèce d'un

genre ou d'une famille ou en appliquant une méthode de calcul d'une valeur médiane, méthode appliquée par Forde *et al.* (2013).

Au niveau du "**Genre**", les assignements à des valeurs de polluo-sensibilité obtenus en appliquant les trois méthodes possibles donnent des variations minimales voire nulles. Ces faibles variations n'induisent pas de changements dans les valeurs d'AMBI de référence définies par habitat. Le choix s'est alors porté sur la Méthode "Médiane" où le maximum de genre possède une valeur de sensibilité et pour laquelle le minimum de station a un pourcentage de genre non assigné supérieur à 20 %. De plus, dans cette méthode de Forde *et al.* (2013), les assignements proposés pour les polychètes des genres *Prionospio* Malmgren, 1867 et *Protodorvillea* Pettibone, 1961, deux genres bien présents dans les assemblages macrobenthiques corses (sur les 90 stations sélectionnées pour cette étape, ces genres sont présents dans 56 et 68 stations échantillonnées soit respectivement dans 62.2 % et 75.6 % des échantillons), sont cohérents avec les valeurs de polluo-sensibilités rencontrés au niveau des espèces de ces genres.

Au niveau "**Famille**", les assignements obtenus en appliquant les trois méthodes donnent également des variations dans les valeurs d'AMBI possibles. Le choix d'appliquer la Méthode "Médiane" est lié à la prise en compte de la variabilité naturelle de la sensibilité à la pollution existante au sein d'une même famille, au grand nombre de famille possédant une polluo-sensibilité et à son emploi au niveau du genre.

En résumé, l'assignement à un groupe de sensibilité à la pollution pour un "genre" ou une "famille" est défini par les propositions du listing AZTI, de celles de Forde *et al.* (2013) et par une évaluation de la valeur médiane des sensibilités connues en Corse pour le genre ou la famille considérée. Cette méthode se veut la plus objective possible et se base sur les connaissances acquises depuis de nombreuses années au niveau des "espèces".

D'autres méthodes d'assignement existent également comme celle proposée par Bevilacqua *et al.* (2013) dépendant du contexte spécifique de l'étude et obligeant une évaluation au cas par cas. Cette méthode n'est pas applicable dans le cas actuellement recherché d'une méthode unique pour l'ensemble des études concernant le macrobenthos de substrats meubles. Une autre méthode a été proposée par Tweedley *et al.* (2014) qui calcule l'AMBI à partir d'un

assignement au niveau taxonomique "famille". Ces auteurs définissent une valeur moyenne de sensibilité à la pollution pour les 147 familles du listing proposés par AZTI dont le nombre d'espèce est supérieur à 10. Sur base de la moyenne obtenue, une valeur d'AMBI est calculée. La méthode proposée par ces auteurs a été envisagée pour les données corses mais le nombre élevé de familles recensées en Corse et non assignées (129 sur 254 familles) à un groupe de polluo-sensibilité a rendu cette méthode inapplicable dans le cas présent.

Les assignements à des groupes de polluo-sensibilités ainsi définis proviennent d'approximations de la polluo-sensibilité des espèces. En effet, les espèces d'un même genre ou d'une même famille peuvent posséder des sensibilités à la pollution variables. Par exemple dans le genre des polychètes *Cirrophorus* Ehlers, 1908, les deux espèces recensées présentent deux polluo-sensibilités, les crustacés amphipodes du genre *Ampelisca* Kroyer, 1842 sont principalement de polluo-sensibilité I sauf *Ampelsica diadema* (Costa, 1853) assignée au groupe II. Au niveau des familles, les crustacés amphipodes Lysianassidae Dana 1849 sont principalement assignée au groupe de sensibilité I à l'exception de genre *Lepidepecreum* Bate & Westwood, 1868 non assigné, le genre *Orchomene* Boeck, 1871, l'*Orchomenella nana* (Kroyer, 1846) et *Socarnes filicornis* (Heller, 1866) assignés au groupe II ; les polychètes de la famille des Capitellidae Grube, 1862 possèdent également des espèces à trois polluo-sensibilités ; les polychètes Maldanidae Malmgren, 1867 se regroupent en quatre groupes de sensibilité, Ces constatations peuvent entraîner des variations dans les réponses écologiques d'un peuplement en fonction de son niveau d'identification taxonomique (Bevilacqua *et al.*, 2012). En effet, par ces approximations, il est possible que les proportions de groupes de polluo-sensibilité varient entre les niveaux d'identifications taxonomiques. Ces différences de proportions peuvent être à l'origine du changement de statut écologique. Néanmoins dans notre cas, malgré cette variabilité, un bon accord et une bonne corrélation existe entre les EQR et les statuts de qualité écologique évalués à un niveau taxonomique et au niveau d'identification "espèce".

Ces bons accords et bonnes corrélations entre les résultats des niveaux d'identification "espèce" et "genre" ou "famille" sont obtenus par des comparaisons individuelles des EQR et des statuts de qualité écologique, sans tenir compte d'une évolution temporelle ou spatiale. Dans ces conditions, il

serait à même de penser qu'une identification au niveau "famille" est suffisante pour mettre en évidence le statut de qualité écologique d'un milieu en se basant sur les peuplements macrobenthiques rencontrés. Cette observation va dans le même sens que la majorité des études effectuées sur la suffisance taxonomique définies sur base des MDS (Warwick, 1988; Ferraro et Cole, 1990; James *et al.*, 1995; Somerfield et Clarke, 1995; Olsgard *et al.*, 1997; Terlizzi *et al.*, 2003; Ajmal Khan, 2006; Tataranni *et al.*, 2009; Musco *et al.*, 2011; Mueller *et al.*, 2013).

Mais ces études s'arrêtent au niveau des sites et des regroupements existants entre eux. Aucune ne parle des variations des EQR entre les stations ou dans le temps. Sont-elles d'une même tendance, d'une même ampleur ? Pour répondre à ces questions, les évolutions temporelles et spatiales ont été examinées au cours de cette étude.

Tant en évolution temporelle que spatiale, les tendances évolutives moyennes sont semblables. Dans les différents cas suivis individuellement, les amplitudes des variations d'EQR sont généralement les mêmes, à quelques exceptions près où le niveau "famille" amoindrit les différences tout en gardant des tendances évolutives généralement similaires.

Au vu de l'ensemble de ces résultats, il apparaît que le niveau d'identification "famille" est suffisant et qu'une limitation d'identification à ce niveau est envisageable dans le cas d'eaux oligotrophes soumises à de faibles influences anthropiques. Ces résultats sont obtenus grâce à une base mathématique, employant le J'MAMBI et tenant en compte les caractéristiques populationnelles de chaque habitat identifié.

Par ces résultats, il est possible d'obtenir des identifications de qualité écologique plus rapidement que lors d'analyses menées à l'espèce. Cette identification à la "famille" doit permettre un diagnostic rapide répondant à une demande des décideurs et gestionnaires. Par contre, pour une connaissance approfondie d'un peuplement et de son évolution, une identification à l'"espèce" est indispensable. Cette complémentarité entre les résultats obtenus aux différents niveaux d'identification a déjà été montrée par différents auteurs (Maurer, 2000 ; Bertasi *et al.*, 2009 ; Conde *et al.*, 2013). En effet, le niveau d'identification "espèce" permet de suivre la biodiversité, les disparitions et/ou les apparitions d'espèces tandis que le niveau d'identification

"famille" donne des informations plus larges au niveau d'un type d'impact moyenné ou d'une zone géographique particulière. La coexistence des deux est donc importante comme souligné par Musco *et al.* (2011), Dethier et Schoch (2006) et Bertasi *et al.* (2009) et constitue deux axes de recherche : l'un orienté vers l'étude fondamentale et l'autre orienté vers la recherche appliquée.

5. Conclusion

Pour l'analyse de stations uniques, les comparaisons entre les valeurs des EQR et des statuts écologiques associés des différents niveaux d'identification taxonomique permettent de dire que le niveau d'identification "famille" est suffisant pour mettre en évidence de manière correcte les perturbations anthropiques pour l'ensemble des habitats identifiés sur le pourtour de la Corse.

Pour une évolution spatiale ou temporelle, en général, le niveau d'identification "famille" peut également suffire. Il n'y a que quelques exceptions à la règle, notamment lorsque les statuts définis ont une valeur proche du seuil de changement de qualité.

Dans l'état actuel des connaissances de l'étude de la limitation d'identification taxonomique appliquée au J'MAMBI en tenant compte de particularités populationnelles liées aux habitats identifiés sur le pourtour de la Corse et dans des eaux oligotrophes, il est envisageable d'identifier jusqu'à la "famille" et d'aller périodiquement jusqu'à l'"espèce" afin de garder la complémentarité des niveaux d'identification taxonomique tant pour suivre l'évolution temporelle que spatiale de la qualité écologique liée aux peuplements macrobenthiques de substrats meubles.

La suffisance taxonomique est adaptée pour faciliter le travail dans le cadre d'un programme de suivi routinier et d'un diagnostic écologique rapide. Les conclusions tirées à la fin de ce chapitre doivent être illustrées par une étude d'un programme à long terme. C'est pour cela que ces conclusions vont être appliquées dans le cadre du volet macrobenthique du programme STARE-CAPMED, centré sur la baie de Calvi.

Chapitre 6 : Cas d'étude



Au cours des précédents chapitres, les paramètres indispensables à l'interprétation de données macrobenthiques ont été définis pour les eaux côtières corses. En effet, les habitats existants sur le pourtour insulaire ont été déterminés grâce à l'emploi de la PERMANOVA basée sur les matrices des abondances macrobenthiques et des données environnementales et de la CAP. Pour chacun des huit habitats identifiés, les conditions de bonne et mauvaise situations écologiques ont été définies. Ces conditions permettent de tenir compte des caractéristiques populationnelles de chaque habitat dans l'évaluation de la qualité écologique d'un site via le calcul du M-AMBI. Dans le cas particulier des eaux oligotrophes corses, une adaptation de cet indice, le J'MAMBI, a permis d'affiner les statuts de qualité écologique obtenus par le calcul du M-AMBI. Et enfin, les conditions de référence pour chaque niveau d'identification taxonomique ont été déterminées afin d'évaluer la faisabilité de la suffisance taxonomique.

Suite à l'ensemble de ces résultats, l'application des méthodologies développées est effectuée sur des données obtenues dans le cadre du programme STARE-CAPMED. Il s'agit du cas d'étude constituant le présent chapitre.

Dans un premier temps, l'ensemble des stations échantillonnées sera présenté suivi de l'évaluation de l'applicabilité de la suffisance taxonomique.

1. Contexte

Le programme STARE-CAPMED est un programme de suivi à long terme de la baie de Calvi. Il est porté par STARESO et permet de nombreuses collaborations entre équipes françaises, liégeoises et étrangères. L'évolution de tous les aspects de l'écosystème est suivie pour permettre de différencier les changements naturels s'y opérant des changements dus à l'influence anthropique directe ou plus globale comme les changements climatiques. Il regroupe de nombreux volets dont l'étude du macrobenthos de substrats meubles.

Pour ce volet, les différentes influences humaines recensées en baie de Calvi (embouchure de rivière, aquaculture, mouillage organisé, rejet d'émissaire, mouillage forain) sont suivies et comparées à des zones de référence, hors influences anthropiques.

Chaque année un total de 14 stations est échantillonné (Figure 2-6). Un état zéro a été effectué au printemps 2011, avant la saison estivale. Les prélèvements de fin d'été 2012 ont constitué les premiers prélèvements d'après saison touristique où les influences anthropiques sont supposées être maximales. Depuis, des prélèvements biannuels sont effectués aux mêmes stations, avant et après saison estivale. Seules les deux premières années de prélèvements constituent ce cas d'étude. L'analyse se base sur l'utilisation du J'MAMBI et de la suffisance taxonomique. Elle constitue une validation de l'applicabilité de ces méthodes dans le cadre d'un suivi à long-terme de peuplements macrobenthiques. Ces méthodes permettant un gain de temps pour l'obtention des résultats de statut écologique demandés par les gestionnaires et les décisionnaires doivent faciliter l'octroi de subventions pour ce genre d'étude. Car pour ces gestionnaires et décisionnaires, un gain de temps est synonyme de gain d'argent !

2. Stations et Méthodes

Un bref rappel des stations et méthodes employées est présenté ci-après. Une présentation plus détaillée se trouve au chapitre "Matériel et Méthodes".

a. Stations

Les quatorze stations échantillonnées sont réparties sur l'ensemble de la baie de Calvi (Figure 2-6). Différentes sources anthropiques sont identifiées : une embouchure de rivières, une aquaculture, une zone de mouillages organisés, un émissaire en mer et une zone de mouillages forains. Sur le versant Ouest de la baie, aucune perturbation anthropique affectant le macrobenthos de substrats meubles n'est présente et ce versant constitue la zone de référence hors influences anthropiques (Figure 6-1).

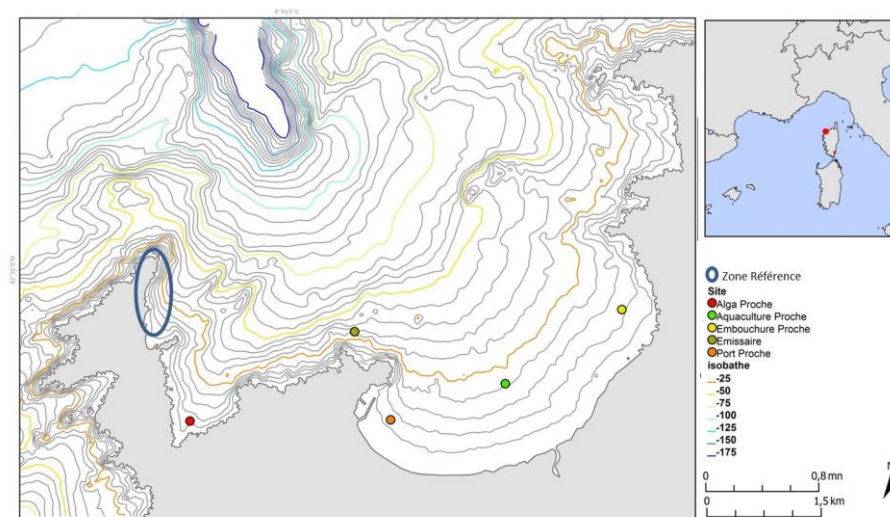


Figure 6-1: Position des points "source" et de la zone de référence dans le cadre du suivi du macrobenthos de substrats meubles dans le cadre du programme STARE-CAPMED.

Ces quatorze stations sont réparties comme suit : deux en zone de référence par 20 m et 40 m de profondeur et 12 à une distance plus ou moins grande d'une perturbation. Ces 12 stations sont échantillonnées le long de transects dans le sens du courant dominant. Trois points ont été choisis :

- Le point source, à proximité immédiate de la source d'influence ;
- Le point moyen, situé à environ 400 m de la source ;
- Le point lointain, situé à environ 1300 m de la source.

Les profondeurs échantillonnées varient entre 7 m et 40 m.

b. Méthodes

A chaque station, l'échantillonnage est effectué en plongée à l'aide d'une benne à main de type Eckman, en triplicat. Chaque réplicat couvre une superficie de 0.09 m². Chaque échantillon est tamisé sur un tamis de maille de 1 mm et le refus de tamis est formolé. Au laboratoire, les échantillons sont triés et la macrofaune est dénombrée et identifiée jusqu'au niveau le plus bas possible, utilisant WORMS comme liste de référence. Chaque peuplement est caractérisé et qualifié à l'aide de paramètres biocénotiques et indices couramment employés en études environnementales. Pour valider la méthode développée, après l'identification à l'espèce des organismes macrobenthiques, le principe d'agrégation au niveau du genre et de la famille est réalisé à l'aide de la fonction MATCH TAXA accessible sur le site Internet de WORMS. La comparaison des résultats obtenus aux niveaux d'identification définis au chapitre précédent constitue la validation de l'applicabilité de la suffisance taxonomique dans le cas d'un suivi à long terme dans des eaux oligotrophes soumises à de faibles influences anthropiques.

Associées aux prélèvements pour l'étude du macrobenthos, des carottes de sédiments sont prélevées pour l'analyse sédimentologique. Cette dernière est sous-traitée au laboratoire agréé INOVALYS basé à Nantes. Les résultats sont interprétés grâce au logiciel GRADISTAT, logiciel calculant et interprétant différents indices couramment utilisés en analyses sédimentologiques (Blott et Pye, 2001) ainsi que par des courbes semi-logarithmiques représentant la répartition des fréquences volumétriques en fonction des tailles de grains sédimentaires. L'interprétation des teneurs en Matière Organique et en Carbone Organique Total suit les références de Licari *et al.* (1998).

3. Résultats

a. Caractérisation sédimentaire

Le substrat de chaque station peut être caractérisé par le type sédimentaire rencontré et les caractéristiques de ce dernier. Pour ce faire, différents indices sont calculés et des courbes semi-logarithmiques sont réalisées pour chaque sédiment de chaque station de chaque campagne.

Pour une clarté des représentations graphiques, seules les courbes de fréquence volumétrique sont présentées. Et pour faciliter les comparaisons, pour chaque station, les courbes des deux campagnes sont présentes sur les mêmes graphes.

- La station Référence 40 m

La station Référence 40 m se caractérise par un sable moyen provenant d'un mélange de stocks sédimentaires (Figure 6-2), traduit par la valeur du Sorting et les pourcentages des différentes fractions sédimentaires (Tableau 6-1). En 2012, la fraction vaseuse diminue légèrement au profit de la fraction grossière. Néanmoins, l'habitat reste le même en 2011 et en 2012 soit de type Sédiment Moyen de plus de 35 m de profondeur.

Entre 2011 et 2012, les teneurs en MO augmentent, traduisant un milieu passant de faiblement enrichi en matière organique à moyennement enrichi (Licari *et al.*, 1998). La matière organique possède des teneurs en carbone moyennes en 2011 tandis qu'elles sont importantes en 2012. Ces valeurs de MO et de COT plus élevées dans les sédiments d'après saison estivale sont probablement liées au dépôt de feuilles de posidonies dont la limite de l'herbier est proche de la station Référence 40 m. Cet enrichissement ne serait donc pas lié à une influence anthropique mais bien au cycle naturelle de la posidonie.

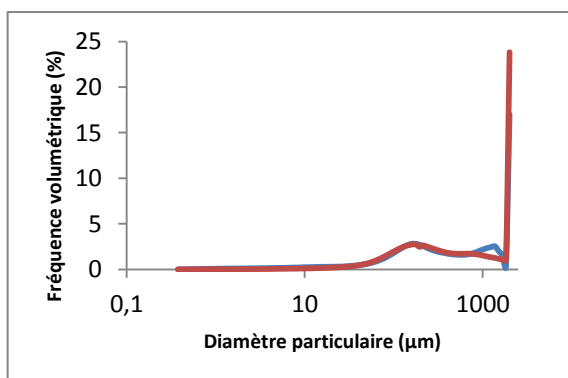


Figure 6-2:
Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Référence 40 m en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-1:
Caractéristiques
sédimentologiques des
sédiments échantillonnés à
la station Référence 40 m
en 2011 et 2012, en baie de
Calvi, dans le cadre du
Programme STARE-
CAPMED.

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	38	38
Médiane	365,19	404,48
	Sables Moyens	Sables Moyens
Fr<63 µm	12,25	8,57
% Gravier	17,00	23,87
% Sable	71,68	68,56
% Vase	11,32	7,57
Sorting	4,73	3,96
	Très pauvrement trié	Pauvrement trié
Skewness	-0,07	0,02
	Symétrique	Symétrique
Kurtosis	0,95	0,68
	Mésokurtique	Platykurtique
COT (%)	0,48	1,85
MO (%)	2,27	4,50

- La station Référence 20 m

Le sédiment de la station Référence 20 m est composé d'un continuum sédimentaire pauvrement à moyennement trié (Figure 6-3, Tableau 6-2). En 2011, le sédiment se compose de près de 25 % de graviers induisant un sédiment grossier d'où l'identification de l'habitat, sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de fond. En 2012, il y a disparition de la fraction très grossière et présence d'un sédiment moyen. L'habitat associé à ce sédiment est celui des sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur.

Les teneurs en MO et en COT sont faibles et stables, traduisant un faible enrichissement sédimentaire (Licari *et al.*, 1998).

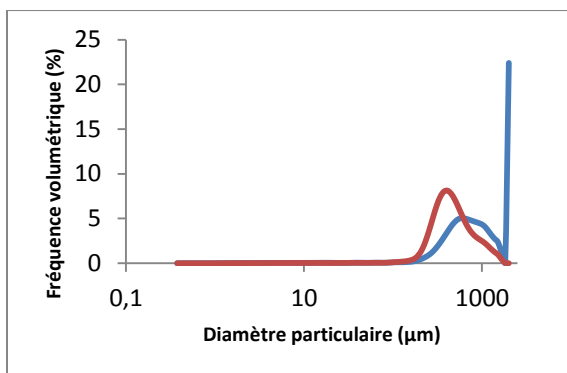


Figure 6-3:
 Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Référence 20 m en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED

Tableau 6-2:
 Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Référence 20 m en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	25,3	21
Médiane	848,40	462,98
	Sables Grossiers	Sables Moyens
Fr<63 µm	1,89	1,33
% Gravier	22,40	0,00
% Sable	75,80	98,72
% Vase	1,80	1,28
Sorting	2,13	1,66
	Pauvrement trié	Modérément trié
Skewness	0,07	0,14
	Symétrique	Etalement vers le grossier
Kurtosis	0,86	1,06
	Platykurtique	Mésokurtique
COT (%)	0,22	0,15
MO (%)	1,05	0,81

▪ La station Embouchure Proche

Au niveau de la station de l'Embouchure Proche, le sédiment ne présente pas de différences notables entre les campagnes d'échantillonnage (Figure 6-4, Tableau 6-3). Il se compose d'un mélange sédimentaire modérément trié. L'habitat est constant et est l'habitat des sédiments fins de la surface à 35 m de profondeur.

Les teneurs en MO et en COT sont faibles traduisant un faible enrichissement (Licari *et al.*, 1998).

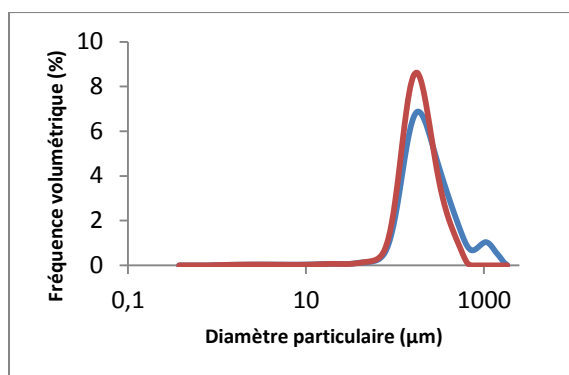


Figure 6-4: Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Embouchure Proche en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-3: Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Embouchure Proche en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	11,40	11,70
Médiane	222,26	190,84
	Sables Fins	Sables Fins
Fr<63 µm	2,66	2,69
% Gravier	0,00	0,00
% Sable	97,59	97,62
% Vase	2,41	2,38
Sorting	1,90	1,58
	Modérément trié	Modérément bien trié
Skewness	0,20	0,05
	Etalement vers le grossier	Symétrique
Kurtosis	1,20	1,06
	Leptokurtique	Mésokurtique
COT (%)	0,10	0,11
MO (%)	0,51	0,40

▪ La station Embouchure Moyen

A L'Embouchure Moyen, il n'y a pas de changements dans les caractéristiques sédimentaires entre les deux campagnes, les courbes se superposent (Figure 6-5). Le sédiment est un sable fin avec une très petite fraction grossière.

L'étalement fait que le sédiment est moyennement trié (Tableau 6-4). L'habitat identifié est l'habitat des sédiments fins de la surface à 35 m de profondeur.

Les teneurs en MO et en COT sont faibles, traduisant un très léger enrichissement du milieu (Licari *et al.*, 1998).

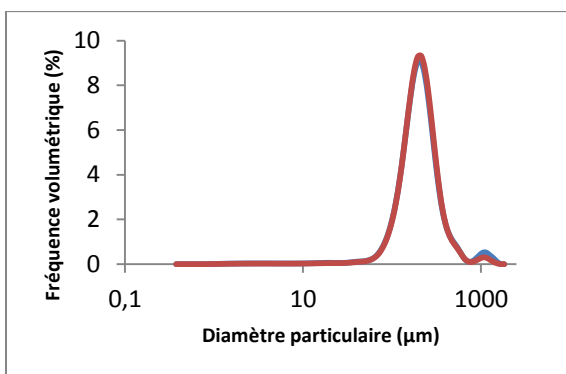


Figure 6-5: Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Embouchure Moyen en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-4: Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Embouchure Moyen en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	25,60	23,40
Médiane	210,78	211,24
	Sables Fins	Sables Fins
Fr<63 µm	2,57	2,20
% Gravier	0,00	0,00
% Sable	97,75	98,11
% Vase	2,25	1,89
Sorting	1,60	1,56
	Modérément bien trié	Modérément bien trié
Skewness	0,01	-0,02
	Symétrique	Symétrique
Kurtosis	1,22	1,16
	Leptokurtique	Leptokurtique
COT (%)	0,10	0,10
MO (%)	0,52	0,26

▪ La Station Embouchure Loin

A l'Embouchure Loin, les indices traduisent la présence d'un continuum dans les fractions sédimentaires. Le type d'habitat identifié est l'habitat des

sédiments fins de plus de 35 m de profondeur. Un faible pourcentage de gravier en 2012 entraîne un léger étalement vers les sédiments grossiers (Figure 6-6, Tableau 6-5).

Les teneurs en COT et MO traduisent un très faible enrichissement du milieu (Licari *et al.*, 1998).

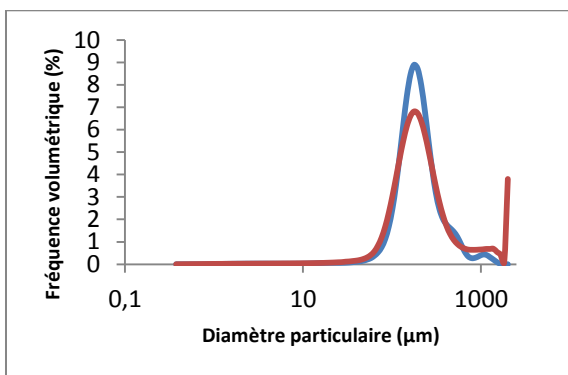


Figure 6-6: Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Embouchure Loin en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-5: Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Embouchure Loin en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	40,00	40,10
Médiane	196,80	203,55
	Sables Fins	Sables Fins
Fr<63 µm	2,69	3,84
% Gravier	0,00	3,80
% Sable	97,70	92,97
% Vase	2,30	3,23
Sorting	1,66	2,15
	Modérément trié	Pauvrement trié
Skewness	0,13	0,26
	Etalement vers le grossier	Etalement vers le grossier
Kurtosis	1,26	1,54
	Leptokurtique	Très Leptokurtique
COT (%)	0,14	0,11
MO (%)	0,39	0,98

▪ La station Aquaculture Proche

Au niveau de cette station, peu de changements sédimentaires sont observés entre les deux années échantillonnées, le continuum sédimentaire est toujours bien visible (Figure 6-7, Tableau 6-6). L'habitat identifié est l'habitat des sédiments fins de la surface à 35 m de profondeur.

Les teneurs en MO et COT traduisent un milieu moyennement à fortement enrichi (Licari *et al.*, 1998).

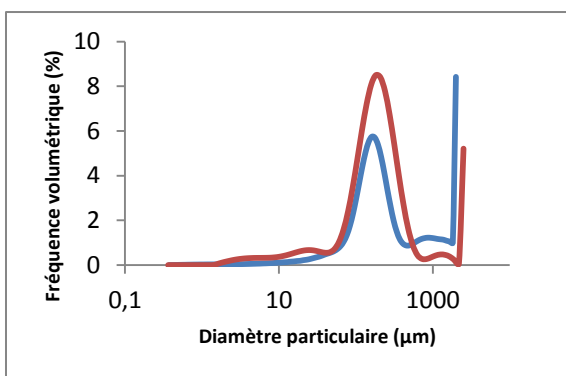


Figure 6-7:
Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Aquaculture Proche en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-6 :
Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Aquaculture Proche en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	22,00	22,00
Médiane	200,69	196,07
	Sables Fins	Sables Fins
Fr<63 µm	8,46	6,34
% Gravier	8,42	5,42
% Sable	84,02	83,48
% Vase	7,56	11,11
Sorting	3,28	3,05
	Pauvrement trié	Pauvrement trié
Skewness	0,33	-0,02
	Etalement vers le très grossier	Symétrique
Kurtosis	1,23	2,25
	Leptokurtique	Très Leptokurtique
COT (%)	2,30	1,47
MO (%)	4,30	3,10

- La station Aquaculture Moyen

Pour des raisons techniques, la position de cette station a été changée entre les deux campagnes, les caractéristiques sédimentologiques sont présentées séparément pour chaque année.

En 2011, au niveau des sédiments de l'Aquaculture Moyen, deux stocks sédimentaires dominants sont identifiés : un majoritaire, centré sur les 1000 μm et un minoritaire, centré sur les 150 μm (Figure 6-8). Ils mettent en évidence une asymétrie du côté des sédiments fins (Tableau 6-7). Le prélèvement ayant eu lieu dans une tâche de sable dans l'herbier, l'habitat identifié est l'habitat des sédiments dans l'herbier. Les teneurs en COT et MO déterminées sont élevées, traduisant un enrichissement très important (Licari *et al.*, 1998). Cet enrichissement est certainement lié à la proximité immédiate de l'herbier.

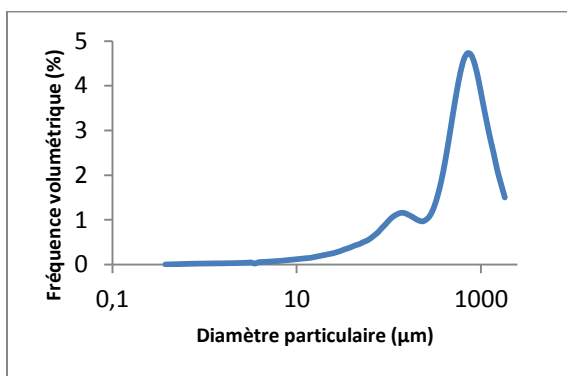


Figure 6-8:
Courbe de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Aquaculture Moyen en 2011, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

En 2012, un changement de station est effectué, obligeant un rapprochement de la concession aquacole. En effet, en 2011 la station se situe à 400 m de la source tandis qu'en 2012, elle est à 220 m des cages. Ce rapprochement est lié à la présence d'un herbier à posidonies très faiblement troués par des tâches de sables. Le sédiment se caractérise par un pic principal, fortement dominant (Figure 6-9) et symétrique (Tableau 6-7). L'habitat sédimentaire est l'habitat des sédiments dans l'herbier. Les teneurs en COT et en MO traduisent un très faible enrichissement (Licari *et al.*, 1998). La tâche sédimentaire étant plus grande et les prélèvements effectués dans sa zone centrale, l'influence directe de l'herbier est certainement moindre au niveau des apports en matières organiques.

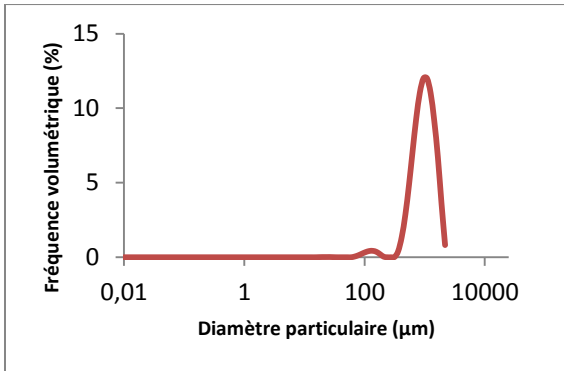


Figure 6-9:
Courbe de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Aquaculture Moyen en 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-7:
Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Aquaculture Moyen en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	20,00	20,10
Médiane	728,21	1079,91
	Sables Grossiers	Sables Grossiers
Fr<63 µm	7,49	0,02
% Gravier	15,13	8,53
% Sable	78,00	91,41
% Vase	6,86	0,06
Sorting	3,43	1,58
	Pauvrement trié	Modérément bien trié
Skewness	-0,31	-0,01
	Etalement vers le très fin	Symétrique
Kurtosis	1,26	1,04
	Leptokurtique	Mésokurtique
COT (%)	6,60	<0,06
MO (%)	3,20	0,50

▪ La station Port Proche

Au Port Proche, aucune modification sédimentaire n'est observée, le continuum sédimentaire à cette station ne varie pas et les courbes se superposent (Figure 6-10, Tableau 6-8). Le type d'habitat est l'habitat des sédiments fins entre la surface et 35 m de profondeur.

Les teneurs en MO et COT mettent en avant un enrichissement très faible du sédiment (Licari *et al.*, 1998).

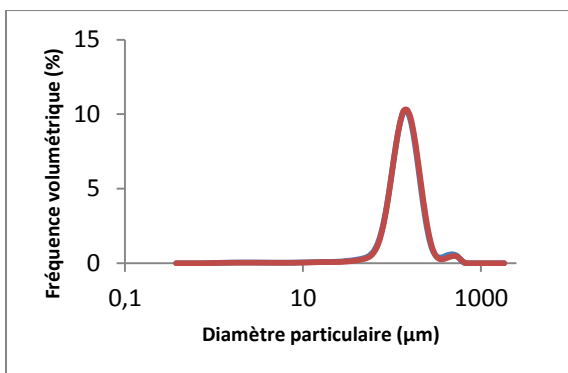


Figure 6-10: Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Port Proche en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-8: Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Port Proche en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	7,40	7,00
Médiane	145,99	147,58
	Sables Fins	Sables Fins
Fr<63 µm	5,25	4,35
% Gravier	0,00	0,00
% Sable	95,66	96,45
% Vase	4,34	3,55
Sorting	1,49	1,46
	Modérément bien trié	Modérément bien trié
Skewness	-0,06	-0,05
	Symétrique	Symétrique
Kurtosis	1,17	1,10
	Leptokurtique	Mésokurtique
COT (%)	0,10	0,14
MO (%)	0,54	0,68

▪ La station Port Moyen

Au Port Moyen, peu de variations existent entre 2011 et 2012, les caractéristiques sédimentaires sont proches (Figure 6-11, Tableau 6-9). Cependant, en 2012, une fraction grossière apparaît (1.8 %) au détriment de la fraction vaseuse. Cette apparition de fraction grossière est également mise en évidence par le Skewness. Néanmoins, le type d'habitat est le même au cours

des campagnes et est l'habitat des sédiments fins entre les surface et 35 m de profondeur.

En 2011 et 2012, les faibles teneurs en MO et COT traduisent un très faible enrichissement sédimentaire (Licari *et al.*, 1998).

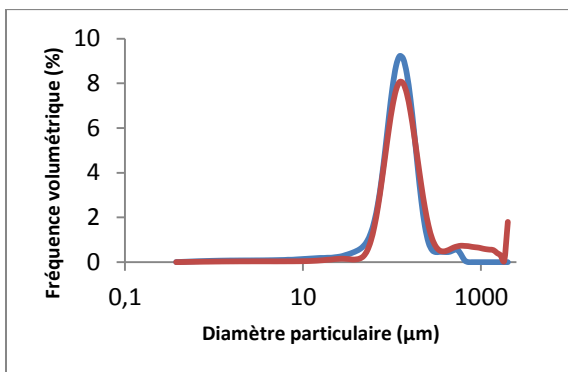


Figure 6-11: Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Port Moyen en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-9: Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Port Moyen en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	21,00	21,00
Médiane	126,45	140,56
	Sables Fins	Sables Fins
Fr<63 µm	11,69	6,06
% Gravier	0,00	1,80
% Sable	90,22	93,77
% Vase	9,78	4,43
Sorting	1,71	1,97
	Modérément trié	Modérément trié
Skewness	-0,19	0,29
	Etalement vers le fin	Etalement vers le grossier
Kurtosis	1,54	1,73
	Très Leptokurtique	Très Leptokurtique
COT (%)	0,16	0,16
MO (%)	0,68	1,10

▪ La station Port Loin

Au niveau de la station Port Loin, le sédiment est composé d'un continuum sédimentaire avec une fraction vaseuse bien représentée en 2011 et en 2012, sans changements majeurs (Figure 6-12, Tableau 6-10). L'habitat identifié est l'habitat des sédiments fins de plus de 35 m.

Les teneurs en MO et en COT sont stables et synonymes d'un très faible enrichissement du milieu (Licari *et al.*, 1998).

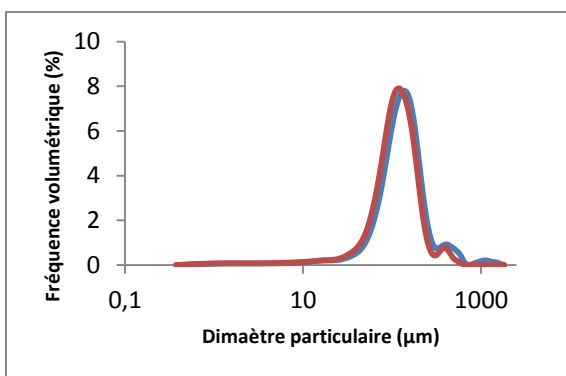


Figure 6-12:
Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Port Loin en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-10:
Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Port Loin en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	40,00	40,50
Médiane	134,46	118,75
	Sables Fins	Sables Fins
Fr<63 µm	12,39	16,10
% Gravier	0,00	0,00
% Sable	89,78	86,88
% Vase	10,22	13,12
Sorting	1,87	1,79
	Modérément trié	Modérément trié
Skewness	-0,09	-0,20
	Symétrique	Etalement vers le fin
Kurtosis	1,53	1,39
	Très Leptokurtique	Leptokurtique
COT (%)	0,18	0,20
MO (%)	0,93	1,09

▪ La station Emissaire

Des différences sédimentaires existent entre 2011 et 2012, comme le montre la figure 6-13 :

- en 2011, les graviers représentent plus de 35 % du sédiment (responsable de la médiane observée) tandis que la fraction vaseuse représente moins de 5 % (Tableau 6-11). L'habitat est de type sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur. Les teneurs en COT et en MO traduisent un sédiment faiblement enrichi (Licari *et al.*, 1998) ;
- en 2012, la fraction graveleuse chute fortement et la fraction vaseuse constitue près de 10 % du sédiment de cette station (Tableau 6-11). Ces modifications sédimentaires marquées induisent un changement dans la médiane calculée. L'habitat est un habitat de sédiments moyens de plus de 35 m. Les teneurs en MO interprètent un sédiment faiblement enrichi. Tandis que les teneurs en COT traduisent un fort enrichissement en carbone organique (Licari *et al.*, 1998).

Les différences dans les teneurs organiques sont importantes. L'envasement de la station semble également progresser. Est-ce lié aux mises aux normes de la station fin de l'année 2011 ? Seuls les échantillonnages futurs permettront d'interpréter correctement les résultats de ces deux premières années de suivi.

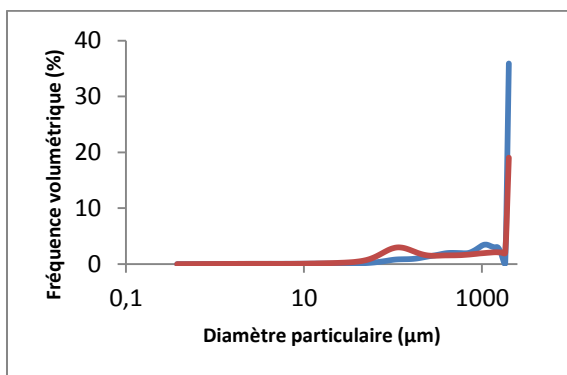


Figure 6-13:
 Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Emissaire en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-11:
Caractéristiques
sédimentologiques des
sédiments échantillonnés
à la station Emissaire en
2011 et 2012, en baie de
Calvi, dans le cadre du
Programme STARE-
CAPMED.

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	37,00	36,00
Médiane	1155,92	417,42
	Sables Grossiers	Sables Moyens
Fr<63 µm	4,09	9,05
% Gravier	35,90	19,05
% Sable	60,35	73,28
% Vase	3,75	7,67
Sorting	2,96	4,00
	Pauvrement trié	Pauvrement trié
Skewness	-0,43	-0,03
	Etaler vers le très fin	Symétrique
Kurtosis	0,86	0,66
	Platykurtique	Très Platykurtique
COT (%)	0,22	2,30
MO (%)	1,49	2,60

- La station Alga Proche

A l'Alga Proche, Les caractéristiques sédimentaires sont constantes au cours des campagnes (Figure 6-14, Tableau 6-12). La seule différence est l'interprétation du Kurtosis n'entraînant cependant aucune modification d'interprétation générale. Le type d'habitat est l'habitat des sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur.

Les teneurs en MO et COT traduisent un très faible enrichissement sédimentaire (Licari *et al.*, 1998).

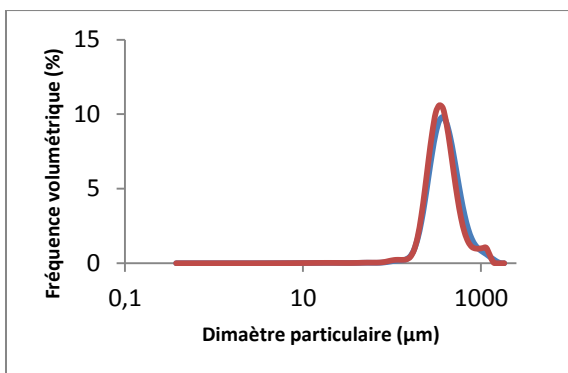


Figure 6-14:
Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Alga Proche en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-12:
Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Alga Proche en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	6,70	8,50
Médiane	397,68	374,24
	Sables Moyens	Sables Moyens
Fr<63 µm	0,57	0,61
% Gravier	0,00	0,00
% Sable	99,46	99,44
% Vase	0,54	0,56
Sorting	1,49	1,48
	Modérément bien trié	Modérément bien trié
Skewness	0,07	0,11
	Symétrique	Etalement vers le grossier
Kurtosis	1,07	1,17
	Mésokurtique	Leptokurtique
COT (%)	0,10	0,10
MO (%)	0,66	0,79

▪ La station Alga Moyen

A l'Alga Moyen, aucune variation sédimentaire marquée n'est observée entre les deux années échantillonnées (Figure 6-15, Tableau 6-13). Le sédiment dominant est le sable. L'habitat identifié en 2011 et en 2012 est l'habitat de type sédiments fins entre la surface et 35 m de profondeur.

Les teneurs en MO et en COT traduisent un très faible enrichissement sédimentaire (Licari *et al.*, 1998)

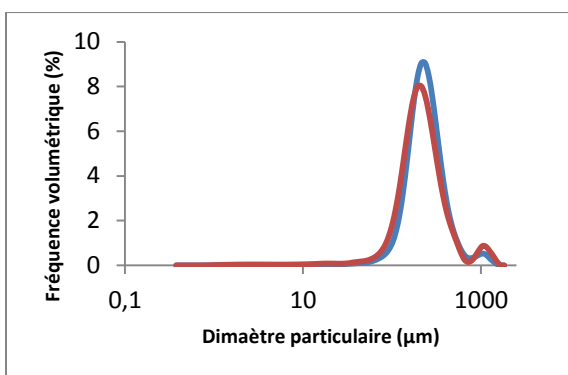


Figure 6-15:
Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Alga Moyen en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-13:
Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Alga Moyen en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	18,60	19,20
Médiane	239,67	219,77
	Sables Fins	Sables Fins
Fr<63 µm	1,98	3,34
% Gravier	0,00	0,00
% Sable	98,25	97,03
% Vase	1,75	2,97
Sorting	1,58	1,71
	Modérément bien trié	Modérément trié
Skewness	0,04	0,05
	Symétrique	Symétrique
Kurtosis	1,17	1,25
	Leptokurtique	Leptokurtique
COT (%)	0,13	0,19
MO (%)	0,88	1,91

▪ La station Alga Loin

A cette station, le sédiment est visuellement variable et est constitué de maerl mort plus ou moins envasé (Figure 6-16). L'envasement peut être lié à la présence d'une rivière de retour venant du fond du golfe de l'Alga. Les prélèvements sont réalisés en bordure de cette rivière et les différences

sédimentaires observées peuvent être expliquées par cette hétérogénéité naturelle de la zone.



Figure 6-16:
Hétérogénéité
de la station
Alga Loin, en
baie de Calvi,
dans le cadre du
Programme
STARE-CAPMED

En 2011, le sédiment à l'Alga Loin est constitué de plusieurs stocks sédimentaires : une fraction grossière représentant 26 % du sédiment et, une fraction fine mise en évidence par les pourcentages en fraction fine (<63 μm) et en vase (Figure 6-17, Tableau 6-14). La présence de cette fraction fine explique l'asymétrie vers les valeurs faibles.

En 2012, la fraction fine a fortement chuté au profit de la fraction grossière, qui a pratiquement doublé (Figure 6-17 Tableau 6-14).

Néanmoins, l'habitat identifié est le même au cours des deux campagnes, soit l'habitat des sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur.

Les teneurs en MO traduisent un enrichissement moyen en matière organique dont les proportions en COT sont faibles (Licari *et al.*, 1998).

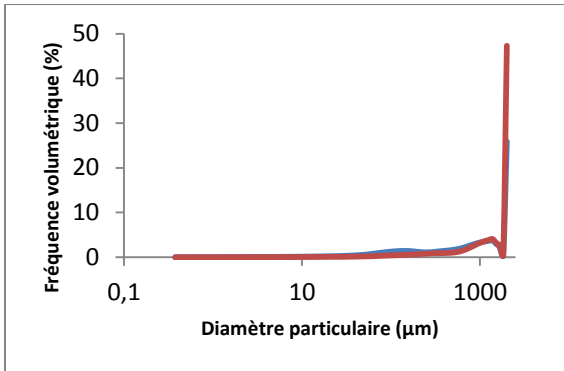


Figure 6-17:
Courbes de fréquence volumétrique des sédiments échantillonnés à la station Alga Loin en 2011 (bleu) et 2012 (rouge), en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

Tableau 6-14:
Caractéristiques sédimentologiques des sédiments échantillonnés à la station Alga Loin en 2011 et 2012, en baie de Calvi, dans le cadre du Programme STARE-CAPMED.

	SCM 11	SCM 12
Prof (m)	40,00	40,50
Médiane	924,88	1677,77
	Sables Grossiers	Sables Grossiers
Fr<63 µm	8,77	3,20
% Gravier	25,90	47,29
% Sable	66,17	49,76
% Vase	7,93	2,95
Sorting	3,94	2,47
	Pauvrement trié	Pauvrement trié
Skewness	-0,45	-0,61
	Etalement vers le très fin	Etalement vers le très fin
Kurtosis	0,81	1,27
	Platykurtique	Leptokurtique
COT (%)	0,83	0,88
MO (%)	4,35	3,10

b. Caractérisation et qualification des peuplements macrobenthiques

Les types d'habitat de chaque station étant définis, il est possible de qualifier l'état écologique des peuplements rencontrés en baie de Calvi. Pour réaliser cette identification, il faut au préalable passer par une étape de caractérisation des assemblages macrobenthiques à l'aide de divers paramètres biocénotiques tels que la richesse spécifique, la diversité et les proportions de différents groupes. Ensuite, la qualification de ces assemblages se basera sur le J'MAMBI. Les résultats de ce dernier seront comparés aux résultats d'autres indices comme l'indice de Clarke (W) et les courbes ABC, l'AMBI, le BENTIX, le BOPA et le BQI. Il faut néanmoins garder à l'esprit que pour ce dernier, il est nécessaire que l'abondance des espèces possédant une valeur d' $ES(50)_{0.05}$ constitue plus de 80 % de l'abondance totale du peuplement. L'ensemble des valeurs d'EQR et leur équivalent de statuts de qualité écologique est repris en annexe 5.

La caractérisation et la qualification des peuplements macrobenthiques sont réalisées pour deux campagnes d'échantillonnage soit en 2011 et en 2012. Ces deux années constituent les premiers échantillonnages d'un programme de suivi à long terme centré sur la baie de Calvi, le programme STARE-CAPMED. Pour rappel, ce programme vise à suivre l'évolution de l'écosystème de la baie de Calvi au cours du temps avec entre autres l'étude du macrobenthos de substrats meubles. En 2011, les prélèvements ont eu lieu en période printanière pour constituer un état zéro des peuplements macrobenthiques en baie de Calvi, sans influences anthropiques liées aux tourisms estivales. En 2012, les prélèvements ont eu lieu en fin de période estivale pour évaluer les influences potentielles maximales des impacts anthropiques. Actuellement, les caractéristiques populationnelles ne peuvent être comparées entre les deux campagnes car elles couvrent des saisons différentes. Cette différence peut être à l'origine de variations naturelles dans les assemblages macrobenthiques. Cette comparaison entre échantillonnages de même saison sera envisagée dans la suite du programme STARE-CAPMED. Par contre, les qualifications des peuplements peuvent être comparées car elles tiennent compte des caractéristiques liées à l'habitat dans le calcul du J'MAMBI. De plus, il est naturel que, sans influences, un organisme puisse être remplacé par un autre organisme de même sensibilité à la pollution lors d'un changement de saison.

Cette comparaison de qualification peut alors mettre en évidence l'éventuel impact anthropique sur l'assemblage macrobenthique des stations suivies.

Dans les précédents chapitres de cette thèse, un nouvel indice, le J'MAMBI et l'applicabilité de la suffisance taxonomique ont été développés sur le pourtour de la Corse. Afin de vérifier la pertinence de ces résultats, une application sur des données non analysées, celles des deux campagnes STARE-CAPMED est réalisée. Le but de ce présent chapitre est double :

1. améliorer les connaissances des peuplements macrobenthiques présents en baie de Calvi ;
2. vérifier l'applicabilité de méthodologies visant à une bonne évaluation du statut de qualité écologique (travail par habitat et J'MAMBI) et un gain de temps (application de la suffisance taxonomique).

- Les stations de référence

En vue de déterminer si une modification de qualité écologique est due à une influence anthropique directe ou globale, il est nécessaire de suivre des stations hors influences humaines, ce sont les stations de référence. Deux stations ont été choisies dans ces conditions, une à 40 m de profondeur et l'autre à 20 m de profondeur. Elles ont été échantillonnées au même rythme que les stations dites sous influence. Les résultats des campagnes sont présentés pour chaque station.

- *La station Référence 40 m*

Pour rappel, les principales caractéristiques environnementales pour chacune des campagnes sont les suivantes (Tableau 6-15) :

Tableau 6-15: Principales caractéristiques environnementales de la station Référence 40 m lors de campagne d'échantillonnage 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

	SCM 11	SCM 12
Profondeur (m)	38,00	38,00
Médiane (μm)	365,19	404,48
Habitat	SM>35m	SM>35m
COT (%)	0,48	2,30
MO (%)	2,27	2,60

Ces caractéristiques permettent de définir un habitat du type sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur aux deux campagnes. En fonction des limites d'enrichissement du milieu définies par Licari *et al.* (1998), le milieu sédimentaire de la station Référence 40 m est moyennement enrichi en matière organique et faiblement à moyennement enrichie en carbone organique total.

Campagne 2011

Lié à l'habitat identifié, des valeurs de référence écologiques ont été définies au chapitre 4. Par comparaison à ces valeurs de référence, le peuplement de la station Référence 40 m se **caractérise** par une excellente richesse spécifique, une diversité élevée et une bonne équitabilité traduisant un peuplement en équilibre (Tableau 6-16).

Tableau 6-16: Principales caractéristiques biocénétiques de la station Référence 40 m lors de campagne d'échantillonnage 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi et rappel des conditions de référence pour l'habitat considéré. S : Richesse spécifique ; Dens. Moyen. : Densité moyenne ; J' : Indice d'équitabilité de Piélou ; H' : Indice de diversité de Shannon.

	Ref. SM +35m	SCM 11	SCM 12
S Total	108/0	116	103
Dens. Moyen. (Ind/0.1m ²)		213,70±16,72	174,44±40,79
J' Moyen		0,87±0,01	0,89±0,03
H' Moyen	5,79/0	5,28±0,19	5,25±0,19

De plus, cet assemblage macrobenthique est varié tant au nombre de groupes taxonomiques recensés et leur proportionnalité (Figure 6-18) qu'à la bonne représentativité des modes trophiques hors espèces anaérobies (Tableau 6-17) et à l'abondance des inféodations au milieu de vie rencontrées (Figure 6-19). La similarité entre les réplicats est bonne (56.9 %) et est liée principalement aux espèces à large répartition écologique tels que *Aponuphis bilineata* et aux taxons inféodés aux sédiments moyens comme *Micronephthys* sp. ou *Leptochelia savignyi*.

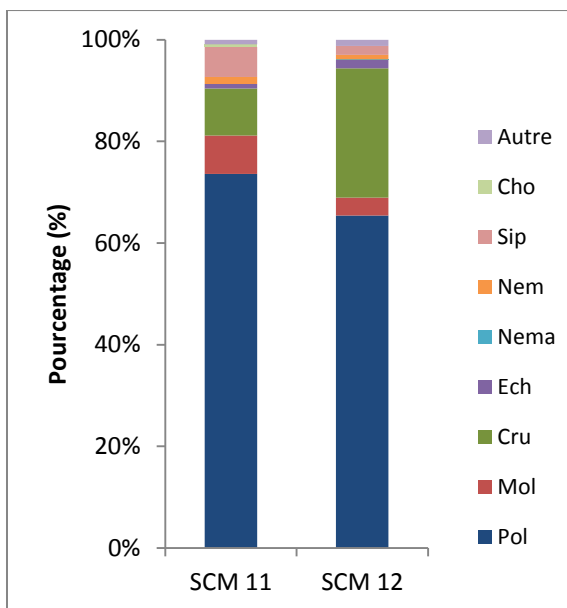


Figure 6-18: Proportions des différents groupes taxonomiques de macrobenthos des substrats meubles, présents dans l'échantillon du peuplement de la Référence 40 m au cours des campagnes de 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Pol : Polychètes, Mol : Mollusques, Cru : Crustacés, Ech : Echinodermes, Nema : Nématodes, Nem : Némertes, Oligo : Oligochètes, Sip : Sipunculien, Cho : Chordés et Tuniciers, Autre : autres taxons de moindre importance.

Tableau 6-17: Pourcentage moyen des groupes trophiques présents à la station Référence 40 m au cours des campagnes SCM 11 et SCM 12 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

	SCM 11	SCM 12
Suspensivore (%)	13,99	10,29
Détritivore (%)	40,34	41,82
Dépositivore (%)	45,50	47,90
Esp Anaérobie (%)	0,00	0,00

Suite à cette caractérisation, le milieu lié à ce peuplement peut être **qualifié** par l'intermédiaire du J'MAMBI. Selon l'échelle de qualification développée au cours de ce travail (Tableau 4-2, p. 113), la valeur du J'MAMBI correspond à un excellent état écologique avec une population équilibrée, riche et diversifiée (Tableau 6-18). Cette valeur est cependant proche de la limite de changement de qualité, allant dans le sens de la présence d'une légère perturbation.

Tableau 6-18: Valeur des paramètres utiles à l'identification du statut écologique de la Référence 40 m et statut de qualité écologique dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

	AMBI	Diversité	Richesse	M-AMBI	J'	J'MAMBI	Statut
SCM 11	1,49	5,66	114	0,99	0,83	0,82	Elevé
SCM 12	1,92	5,68	102	0,94	0,85	0,80	Elevé

Les indices utilisés pour évaluer l'efficacité du J'MAMBI donnent les résultats suivants :

- la proximité des courbes ABC associé à un indice de Clarke de 0.17 (Figure 6-20) traduisant un peuplement légèrement perturbé,
- la présence d'espèces opportunistes (<10 %). Malgré la dominance des espèces sensibles et indifférentes à la pollution (groupe I et II) dans le peuplement (>70 %), la valeur de l'AMBI traduit un bon statut de qualité écologique avec un peuplement soumis à une très légère perturbation (Figure 6-21),
- la valeur du BENTIX de 4.82 traduit un excellent état écologique avec 2/3 d'espèces sensibles à la pollution,
- les abondances proches des amphipodes et des polychètes opportunistes induisant une valeur de BOPA de 0.026 soit un bon statut écologique,
- la valeur du BQI de 20.76 correspond à un excellent statut écologique. Cette valeur est cependant à prendre avec précautions car l'abondance des espèces possédant un $ES(50)_{0.05}$ représentent 57 % de l'abondance totale.

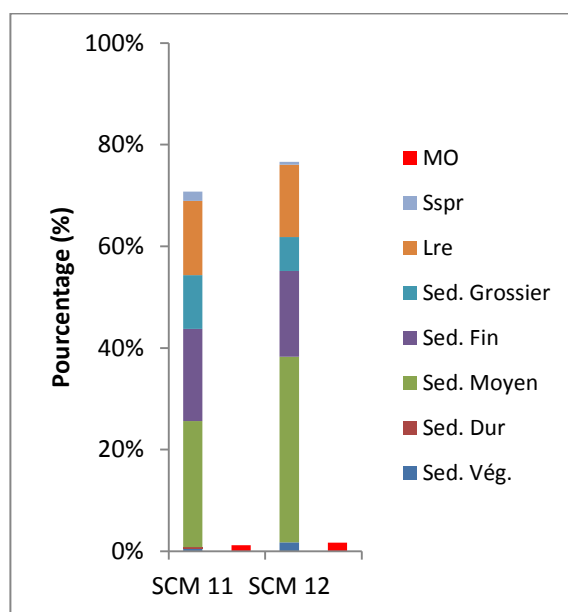


Figure 6-19: Proportions des groupes inféodés de macrobenthos de substrats meubles, à certains substrats à la station de la Référence 40 m au cours des campagnes de 2011 et 2012 dans le

cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Subst. Vég. : taxons inféodés aux Algues/Posidonies, Subst. Dur : taxons inféodés aux roches et Coralligène, Subst. Meuble : taxons inféodés au substrat sableux/fond meuble instable, Subst. Fin : taxons inféodés aux sables fins, sablo-vaseux, vaso-sableux, vase, vase terrigène côtière, Subst. Grossier : taxons inféodés aux sables grossier/gravier, Lre : taxons à large répartition géographique, Sspr : taxons sans signification particulière, MO : taxons inféodés à la matière organique

Pour la station Référence 40 m, station hors influence anthropique, tout comme les autres indices, le J'MAMBI permet de mettre en évidence un statut de qualité écologique bon à très bon mais, par sa valeur proche du seuil de cette qualité, traduit la présence d'une légère perturbation agissant sur les peuplements de cette station.

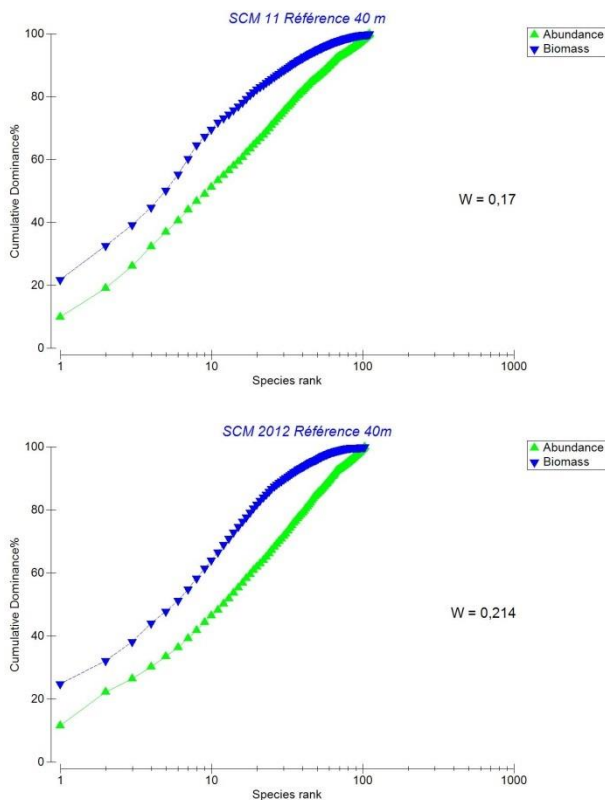


Figure 6-20:
Courbes ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 11 (en haut) et SCM 12 (en bas) à la station Référence 40 m dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi

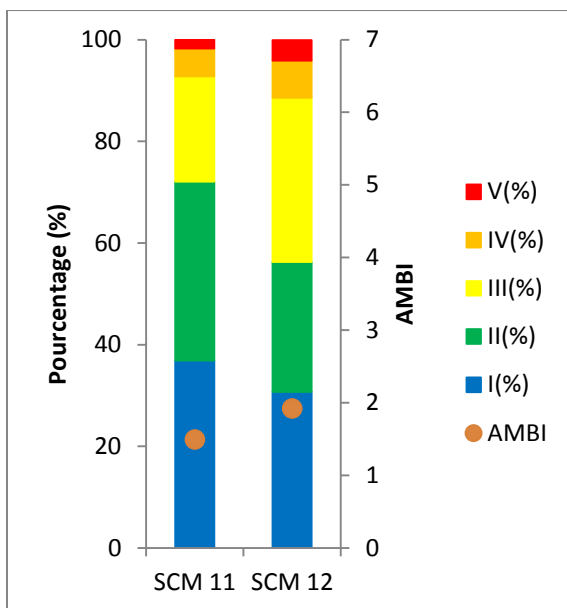


Figure 6-21: Pourcentage des groupes de polluo-sensibilité présents à la station Référence 40 m et valeur de l'AMBI au cours des campagnes SCM 11 et SCM 12 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. I : groupe d'espèces sensibles, II : groupe d'espèces indifférentes, III ; groupe d'espèces tolérantes, IV : groupe d'espèce opportuniste de 2° Ordre, V : groupe d'espèce opportuniste de 1° Ordre.

Campagne 2012

Par rapport à 2011, il n'existe pas de différences notables dans la **caractérisation** populationnelle de la station Référence 40 m :

- Les paramètres biocénétiques (Richesse spécifique, Diversité et Equitabilité) sont toujours très bons pour un peuplement de sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur (Tableau 6-16),
- Les crustacés représentent un quart du peuplement (Figure 6-18),
- La présence d'organismes des différents modes trophiques hors espèces anaérobies (Tableau 6-17),
- Les taxons inféodés aux sédiments moyens constituent 36.5 % du peuplement (Figure 6-19),
- La similarité entre réplicats est toujours bonne (54.9 %) et est principalement due à des espèces à large répartition écologique comme *Aponuphis bilineata* ou inféodée aux sédiments moyens comme *Euchone pseudolimnicola* ou *Leptochelia savignyi*.

En 2012 comme en 2011, le peuplement est riche, diversifié et homogène.

Tout comme en 2011, le J'MAMBI permet de **qualifier** comme excellent l'état écologique de la Référence 40 m avec une population équilibrée, riche et

diversifiée (Tableau 6-18). Sa valeur est toujours au seuil de la limite de changement de qualité, allant dans le sens de la présence d'une légère perturbation.

Les indices utilisés pour vérifier l'efficacité du J'MAMBI donnent les résultats suivants :

- les courbes ABC et l'indice de Clarke de 0.21 mettent en avant un peuplement pratiquement normal pour les eaux corses (Figure 6-20),
- l'augmentation des opportunistes de 1^o ordre et des espèces tolérantes à la pollution (groupe IV et III) au détriment des espèces indifférentes et sensibles (groupe II et I) met en avant une situation légèrement perturbée (Figure 6-21), avec un statut bon lié à la valeur de l'AMBI (Tableau 6-18),
- l'augmentation des espèces du groupe tolérant, passant de 28.48 % en 2011 à 42.32 % en 2012 induisant une valeur du BENTIX (4.25) équivalant à un bon statut de qualité écologique,
- la présence de polychètes opportunistes induit une valeur du BOPA de 0.037 soit un bon statut écologique,
- la qualité écologique définie par le BQI est excellente (19.43) mais l'abondance de espèces possédant une valeur d' $ES(50)_{0.05}$ représente seulement 55.6 % de l'abondance totale du peuplement.

Tout comme en 2011, pour une station hors influence, les statuts écologiques définis par les différents indices sont bons voire très bons.

Entre les deux campagnes et au regard de l'ensemble des indices calculés, la situation écologique de la Référence 40 m est stable. Malgré un très bon statut écologique, une influence perturbe très faiblement l'assemblage macrobenthique de cette station. Cette influence semble plus important après la saison estivale, les valeurs des indices sont légèrement moins bonnes qu'avant la saison. De plus, les valeurs du J'MAMBI sont proches de la limite de changement de qualité. Comme le peuplement est en bon équilibre et bien diversifié, cette influence peut être liée à la proximité de l'herbier et non à une perturbation anthropique.

- *La station Référence 20 m*

Les principales caractéristiques environnementales de la station Référence 20 m sont les suivantes (Tableau 6-19) :

Tableau 6-19: Principales caractéristiques environnementales de la station Référence 20 m lors de campagne d'échantillonnage 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

	SCM 11	SCM 12
Profondeur (m)	25,30	21,00
Médiane (μm)	848,40	462,98
Habitat	SG 10-35	SM 0-35
COT (%)	0,22	0,15
MO (%)	1,05	0,81

Ces caractéristiques environnementales permettent de définir des habitats changeant entre les campagnes : en 2011, il s'agit d'un habitat de type sédiments grossiers entre 10 et 35 m de profondeur tandis qu'en 2012, c'est un habitat de type sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur. Par contre, le milieu est faiblement enrichi en matières organiques et en carbone organique total tant en 2011 qu'en 2012 (Licari *et al.*, 1998).

Campagne 2011

Lors de cette campagne 2011, l'habitat de la station Référence 20 m est un habitat de type sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de profondeur. Cet habitat a été reconnu précédemment comme naturellement pauvre en macrofaune benthique. Les valeurs de richesse spécifique et de diversité sont donc élevées pour les mauvaises conditions environnementales et basses pour les bonnes conditions écologiques.

De ce fait, l'assemblage macrobenthique de la Référence 20 m se **caractérise** par une richesse moyenne et une mauvaise diversité. Par contre, l'équitabilité est très bonne (Tableau 6-20).

Néanmoins, le peuplement possède une variété taxonomique où dominent les polychètes (Figure 6-22) et une variété de préférence de milieu de vie où dominent les taxons inféodés aux sédiments grossiers. La faible présence de MO est associée à de très faibles proportions en taxons caractéristiques de la présence de matière organique (Figure 6-23).

La similarité entre les répliquats est bonne (54.1 %) traduisant une homogénéité de la zone. De plus, un certain nombre de taxons intervenant dans cette similarité contribuent également à la similarité de l'habitat identifié, par exemple : *Nemertea*, *Protodorvillea kefersteini* (McIntosh, 1869), *Moerella donanica* (Linnaeus, 1758).

Tableau 6-20: Principales caractéristiques biocénétiques de la station Référence 20 m lors de campagne d'échantillonnage 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi et rappel des conditions de référence pour les habitats considérés. S : Richesse spécifique ; Dens. Moyen. : Densité moyenne ; J' : Indice d'équitabilité de Piélou ; H' : Indice de diversité de Shannon.

	SG 10-35	SCM 11	SM 0-35	SCM 12
S Total	42/151	81	16/37	47
Densité Moyenne (Ind/m ²)		118,89±19,28		123,70±7,80
J' Moyen		0,92±0,02		0,78±0,03
H' Moyen	3.62/5.29	5,02±0,37	4.41/1.95	3,75±0,18

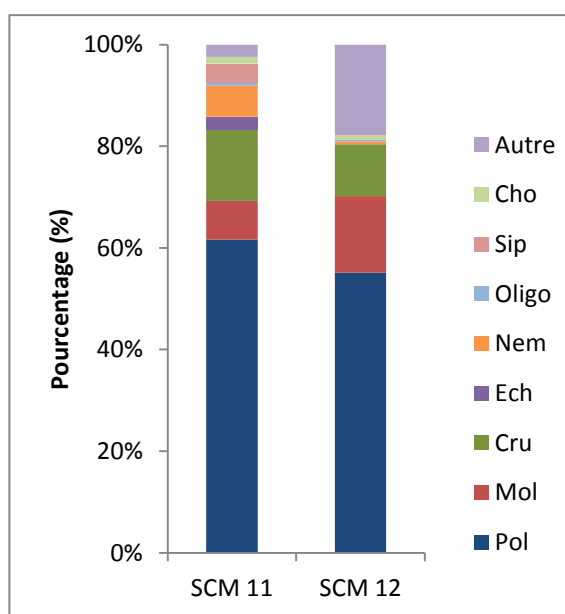


Figure 6-22: Proportions des différents groupes taxonomiques de macrobenthos des substrats meubles présents dans l'échantillon du peuplement de la Référence 20 m au cours des campagnes de 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Pol : Polychètes, Mol : Mollusques, Cru : Crustacés, Ech : Echinodermes, Nem : Némertes, Oligo : Oligochètes, Sip : Sipunculien, Cho : Chordés et Tuniciers, Autres : autres taxons de moindre importance.

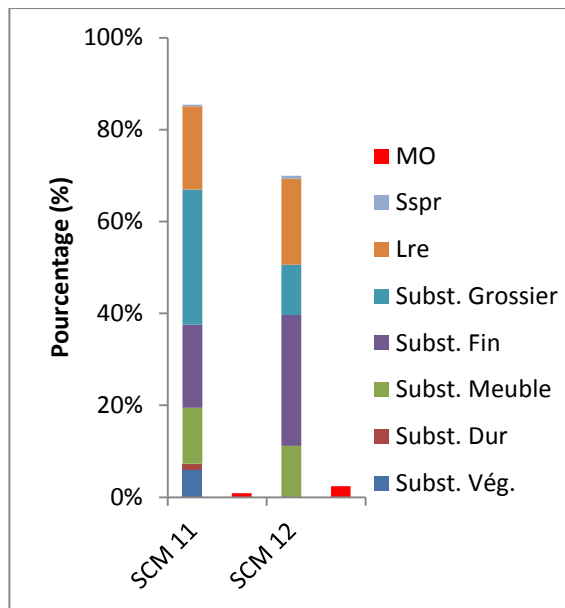


Figure 6-23: Proportions des groupes de macrobenthos de substrats meubles, inféodés à certains substrats à la station de la Référence 20 m au cours des campagnes de 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Substrat végétal : taxons inféodés aux Algues/Posidonies, Substrat meuble : taxons inféodés au substrat sableux/fond meuble instable, substrat meuble fin : taxons inféodés aux sables fins, sablo-vaseux, vase-sableux, vase, vase terrigène côtière, substrat Meuble Grossier : taxons inféodés aux sables grossier/gravier, Lre : large répartition géographique, Sspr : taxons Sans signification particulière, Substrat enrichi en MO : taxons inféodés à la matière organique.

Tableau 6-21:

Pourcentage moyen des groupes trophiques présents à la station Référence 20 m au cours des campagnes SCM 11 et SCM 12 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi

	SCM 11	SCM 12
Suspensivore (%)	19,20	30,20
Détritivore (%)	31,70	24,58
Dépositivore (%)	48,73	45,23
Esp Anaérobie (%)	0,00	0,00

La **qualité** écologique du milieu associé au peuplement caractérisé ci-dessus s'appuie sur la valeur du J'MAMBI. En tenant compte des particularités populationnelles de cette station, richesse moyenne et diversité mauvaise (Tableau 6-22), le statut écologique dérivant de la valeur du J'MAMBI est moyen traduisant l'influence d'une perturbation modérée.

Tableau 6-22: Valeur des paramètres utiles à l'identification du statut écologique de la Référence 20 m et statut de qualité écologique dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

	AMBI	Diversité	Richesse	M-AMBI	J'	J'MAMBI	Statut
SCM 11	1,45	5,52	79	0,63	0,88	0,55	Moyen
SCM 12	1,18	4,17	47	0,89	0,75	0,67	Bon

Les autres indices calculés, non liés aux particularités populationnelles des habitats, indiquent :

- un indice de Clarke ($W = 0.25$) relativement bon pour les eaux corses (Figure 6-24) ;
- une bonne valeur d'AMBI et des proportions des différents groupes de polluo-sensibilités traduisant un très faible déséquilibre (Figure 6-25),
- des valeurs de BENTIX (4.72) et de BOPA (0.017) équivalents à un statut écologique excellent,
- le BQI est excellent avec une valeur de 16.13 avec 62 % d'abondance des espèces possédant un $ES(50)_{0.05}$.

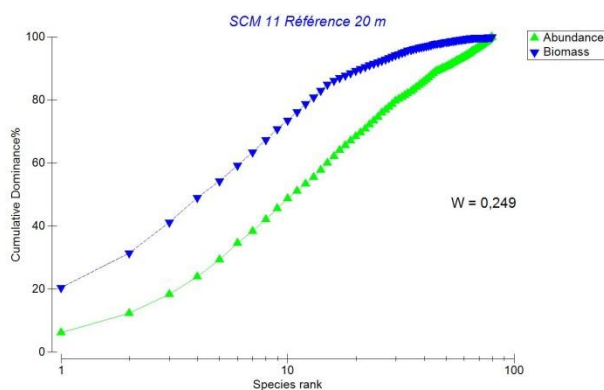


Figure 6-24: Courbe ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 11 à la station Référence 20 m dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

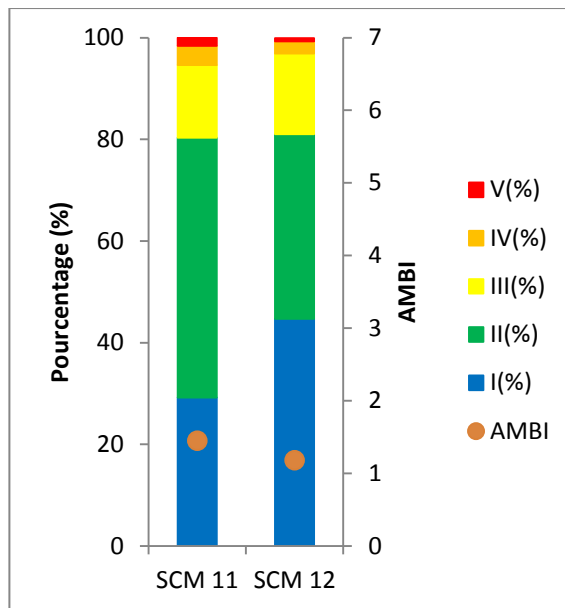


Figure 6-25: Pourcentage des groupes de polluo-sensibilité présents à la station Référence 20 m et valeur de l'AMBI au cours des campagnes SCM 11 et SCM 12 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. I : groupe d'espèces sensibles, II : groupe d'espèces indifférentes, III ; groupe d'espèces tolérantes, IV : groupe d'espèce opportuniste de 2° Ordre, V : groupe d'espèce opportuniste de 1° Ordre.

Campagne 2012

L'habitat identifié au cours de cette campagne est un habitat de type sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur. Cet habitat supporte des peuplements macrobenthiques naturellement pauvre, avec de faible richesse et de faible diversité pour de bonnes conditions écologiques.

De ce fait, l'assemblage macrobenthique se **caractérise** par une mauvaise richesse et de bonnes diversité et équitabilité (Tableau 6-20).

Outre ces différences, et malgré le changement d'habitat, il n'y a pas de changements frappants avec l'assemblage macrobenthique présent en avant saison (campagne 2011). Si ce n'est :

- La présence d'une diversité taxonomique moindre où les taxons rares sont plus abondants, représentant 17.8 % du peuplement en 2012 contre 2.4 % en 2011 (Figure 6-22) ;
- une dominance de taxons inféodés aux substrats fins au détriment des taxons inféodés aux sédiments grossiers (Figure 6-23) ;

- un changement marqué dans les proportions des suspensivores et des détritivores (Tableau 6-21).

Le statut de **qualité** écologique du milieu défini par le J'MAMBI est bon grâce à la présence d'une bonne diversité et d'une bonne équitabilité malgré une richesse spécifique moyenne pour ce type d'habitat.

Les autres indices calculés identifient le statut écologique comme bon à excellent :

- les courbes ABC mettent en évidence une influence d'une légère perturbation et l'indice de Clarke est pratiquement normal pour les eaux corses (Figure 6-26) ;
- la valeur de l'AMBI est traduit par un statut bon avec des espèces très sensibles à la pollution (groupe I, Figure 6-25) représentent 44.7 % du peuplement ;
- la valeur du BENTIX équivaut à un statut bon (4.18) traduisant la présence d'une légère perturbation ;
- le BOPA (0.011) est associé à un excellent statut,
- le BQI (12.47) se traduit par un bon statut écologique avec 60.7 % d'abondance des espèces ayant un $ES(50)_{0,05}$.

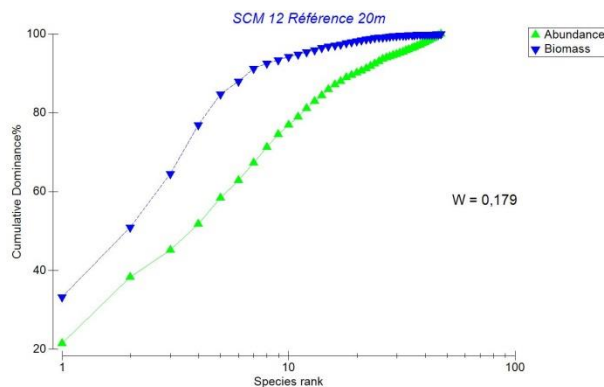


Figure 6-26: Courbes ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 12 à la station Référence 20 m dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

Malgré des ressemblances entre les assemblages macrobenthiques des deux campagnes, le changement de sédiment entraîne des différences dans les proportions des différentes caractéristiques. Ces modifications vont dans le sens d'une amélioration du statut de qualité écologique malgré une influence légère agissant sur ces peuplements. Cette perturbation est moins influente après saison touristique. Cependant, il faut garder à l'esprit que les conditions de référence utiles pour le calcul du J'MAMBI en 2011 est basé sur seulement quatre stations pour l'habitat SG 10/35. Il se peut dès lors que cette différence d'EQR soit en réalité moins marquée que celle observée au cours de ce travail.

- L'influence du Fiume Seccu et de la Figarella (gradient de l'Embouchure)

Cette influence anthropique est évaluée par le suivi de trois stations : L'Embouchure Proche (Embou P), l'Embouchure Moyen (Embou M) et l'Embouchure Loin (Embou L). Ces trois stations ont été échantillonnées au cours des deux campagnes de prélèvement, mai 2011 et septembre 2012, sans changement de localisation. Les résultats des deux campagnes sont présentés séparément.

Pour rappel, les caractéristiques environnementales des trois stations échantillonnées en 2011 et 2012 sont les suivantes (Tableau 6-23) :

Tableau 6-23: Principales caractéristiques environnementales des stations Embouchure lors de campagne d'échantillonnage 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin.

	Embou P 2011	Embou P 2012	Embou M 2011	Embou M 2012	Embou L 2011	Embou L 2012
Profondeur (m)	11,4	11,7	25,6	23,4	40,0	40,1
Médiane (µm)	222,26	190,84	210,78	211,24	196,80	203,55
Habitat	SF 0-35	SF 0-35	SF 0-35	SF 0-35	SF>35	SF>35
COT (%)	0,10	0,11	0,10	0,10	0,14	0,11
MO (%)	0,51	0,40	0,52	0,26	0,39	0,98

Ces stations sont composées des sédiments fins et, en se référant aux habitats définis dans ce travail, correspondent aux habitats des sédiments fins de la surface à 35 m de profondeur pour les stations Embouchure Proche et

Embouchure Moyen et des sédiments fins de plus de 35 m de profondeur pour l'Embouchure Loin. Il n'y a pas de changements sédimentaires entre les saisons. Le milieu est faiblement enrichi en matière organique (Licari *et al.*, 1998). Les embouchures du Fiume Seccu et de la Figarella ne semblent pas perturber les teneurs en MO et en COT des sédiments de cette zone.

Campagne 2011

Comme rappelé ci-dessus, à chaque station est associé un habitat. Les conditions de référence environnementales développées au chapitre 4 associent aux habitats identifiés, sédiments fins entre la surface et 35 m de profondeur et sédiments fins de plus de 35 m de profondeur, des peuplements naturellement riches, possédant des valeurs élevées de richesse et de diversité (Tableau 6-24). Par comparaison à ces valeurs de référence de bonne condition environnementale, les peuplements échantillonnés possèdent une richesse moyenne à l'Embouchure Proche et bonne à l'Embouchure Moyen tandis que la diversité est bonne aux deux stations. Par contre, la richesse et la diversité sont moyennes pour la station Embouchure Loin.

Tableau 6-24: Principales caractéristiques biocénétiques des stations Embouchure lors de campagne d'échantillonnage 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi et rappel des conditions de référence pour les habitats considérés. S : Richesse spécifique ; Dens. Moyen. : Densité moyenne ; J' : Indice d'équitabilité de Piélou ; H' : Indice de diversité de Shannon ; Ref. SF 0-35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Fins entre la surface et 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/ valeur basse) ; Ref. SF>35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Fins de plus de 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/ valeur basse) ; Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin.

	Ref. SF 0-35	Embou P	Embou M	Ref. SF>35	Embou L
S Total	74/0	46	62	108/0	60
Densité Moyenne (Ind/m ²)		52,59±10,96	79,63±10,08		82,22±21,20
J' Moyen		0,92±0,02	0,88±0,02		0,85±0,06
H' Moyen	5,18/0	4,28±0,14	4,53±0,14	5,96/0	4,12±0,46

Les peuplements se **caractérisent** également par :

- Une bonne représentativité des différents groupes taxonomiques (Figure 6-27) avec cependant des différences significatives de leurs proportions entre les stations ($G_{\text{ajusté}} = 50.86 > \chi^2_{0.05} = 21.03$), où les

polychètes dominant aux stations Embouchure Proche (57 %) et Loin (75 %) et les crustacés à l'Embouchure Moyen (43 %).

- La présence naturelle des différents modes trophiques à l'exception des espèces anaérobies (Tableau 6-25). Malgré une équipartition des modes à l'Embouchure Proche et une abondance des dépositives à l'Embouchure Loin (47 %), les répartitions des modes trophiques ne sont pas significativement différentes entre les assemblages de ces peuplements ($G_{\text{ajusté}} = 4.14 > \chi^2_{0.05} = 5.99$). Par contre, ces derniers sont significativement différents du peuplement de la station Embouchure Moyen ($G_{\text{ajusté}} = 15.11 > \chi^2_{0.05} = 9.49$) où il y a abondance des détritivores (50 %).
- Les bonnes similarités entre réplicats d'une même station variant entre 40.2 % et 54.7 %. Ces similarités sont dues à la présence non négligeable d'espèces à large répartition écologique ainsi que d'espèces inféodées aux sédiments moyens et fins (Figure 6-28). Par exemple pour :
 - L'Embouchure Proche : *Scoletoma impatiens*, *Owenia fusiformis* et *Nermertea*
 - L'Embouchure Moyen et Loin : *Aponuphis bilineata*, *Apseudopsis latreilli* (Milne-Edwards, 1828) et *Lucinella divaricata*
- Les espèces caractéristiques de la présence de matière organique sont faiblement présentes (< 10 %, Figure 6-28). Cette valeur est à mettre en relation avec les faibles teneurs en MO et COT déterminées dans les sédiments.

Tableau 6-25: Pourcentage moyen des groupes trophiques présents aux stations Embouchure au cours de la campagne SCM 11 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin

	Embou P	Embou M	Embou L
Suspensivore	32%	20%	19%
Détritivore	29%	50%	33%
Dépositivore	39%	28%	47%
Esp Anaérobie	0%	0%	0%

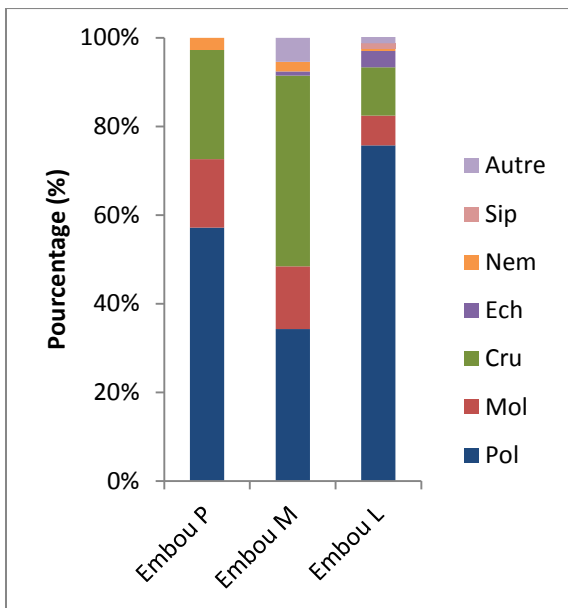


Figure 6-27: Groupes taxonomiques dominant à chaque station échantillonnée du gradient Embouchure au cours de la campagne 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Embou P: Embouchure Proche; Embou M: Embouchure Moyen et Embou L: Embouchure Loin. Pol: Polychètes, Mol: Mollusques, Cru: Crustacés, Ech: Echinodermes, Nem: Némertes, Sip: Sipunculien, Autres: autres taxons de moindre importance.

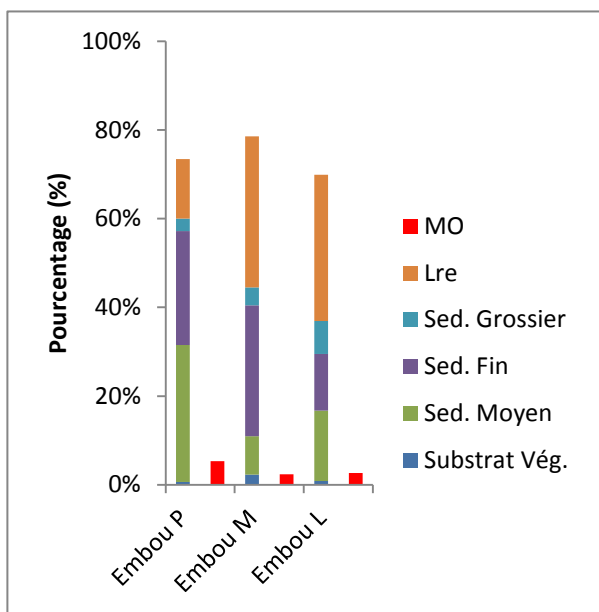


Figure 6-28: Proportions des groupes de macrobenthos de substrats meubles, inféodés à certains substrats aux stations du gradient de l'Embouchure au cours de la campagne de 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Substrat Vég.: taxons inféodés aux Algues/Posidonies, Sed. Moyen: taxons inféodés au substrat sableux/fond meuble instable, Séd. Fin: taxons inféodés aux sables fins, sablo-vaseux, vaso-sableux, vase, vase terrigène côtière, Sed. Grossier: taxons inféodés aux sables grossier/gravier, Lre: espèce à large répartition écologique, Sspr: taxons Sans signification particulière; MO: Substrat enrichi en MO - taxons

inféodé à la matière organique. Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin.

La **qualité** écologique de ces peuplements, associée à la valeur du J'MAMBI est d'un statut bon aux trois stations (Tableau 6-26).

Tableau 6-26: Valeur des paramètres utiles à l'identification du statut écologique des stations du gradient de l'Embouchure en 2011 et statut de qualité écologique dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin.

	AMBI	Diversité	Richesse	M-AMBI	J'	J'MAMBI	Statut
Embou P	1,30	4,9	46	0,89	0,88	0,78	Bon
Embou M	1,06	4,9	61	0,94	0,83	0,78	Bon
Embou L	1,19	4,8	60	0,85	0,81	0,69	Bon

Les autres indices calculés pour évaluer l'efficacité du J'MAMBI donnent des résultats variables. Les courbes ABC montrent des conditions de perturbation des peuplements différentes entre les stations (Figure 6-29) : à l'Embouchure Proche, le peuplement peut être qualifié de normal pour les eaux corses, l'indice W de Clarke est bon (0.304) et la courbe de biomasses surpassent bien celle des abondances. Aux stations Embouchure Moyen et Loin, les courbes sont proches l'une de l'autre et les indices de Clarke sont moyens, respectivement 0.108 et 0.188 indiquant la présence d'un peuplement perturbé.

L'AMBI traduit également la présence d'une légère perturbation aux stations Embouchure Moyen et Loin où avec l'augmentation de la profondeur les espèces tolérantes (gr. III) et opportunistes de 2° ordre (gr. IV) ont des proportions plus élevées (Tableau 6-26). Le BENTIX évalue quant à lui le milieu comme d'excellente qualité (4.52 à l'Embou P; 4.94 à l'Embou M; 4.80 à l'Embou L) et les proportions des espèces du groupe tolérant à la pollution donnent l'impression de diminuer avec la profondeur, passant de 33.40 % à 26.39 % et ensuite à 24.73 %. Le BOPA donne également une évaluation d'excellente qualité du milieu avec des valeurs variant entre 0.003 et 0.008. Le BQI évalue la qualité écologique comme bonne à excellente avec une valeur variant entre 15.18 et 17.36 avec la profondeur. L'abondance des espèces possédant un $ES(50)_{0.05}$ correspond à 58.8 % de l'abondance total du

peuplement à l'Embouchure Proche, 71.9 % à l'Embouchure Moyen et 69.8 % à l'Embouchure Loin.

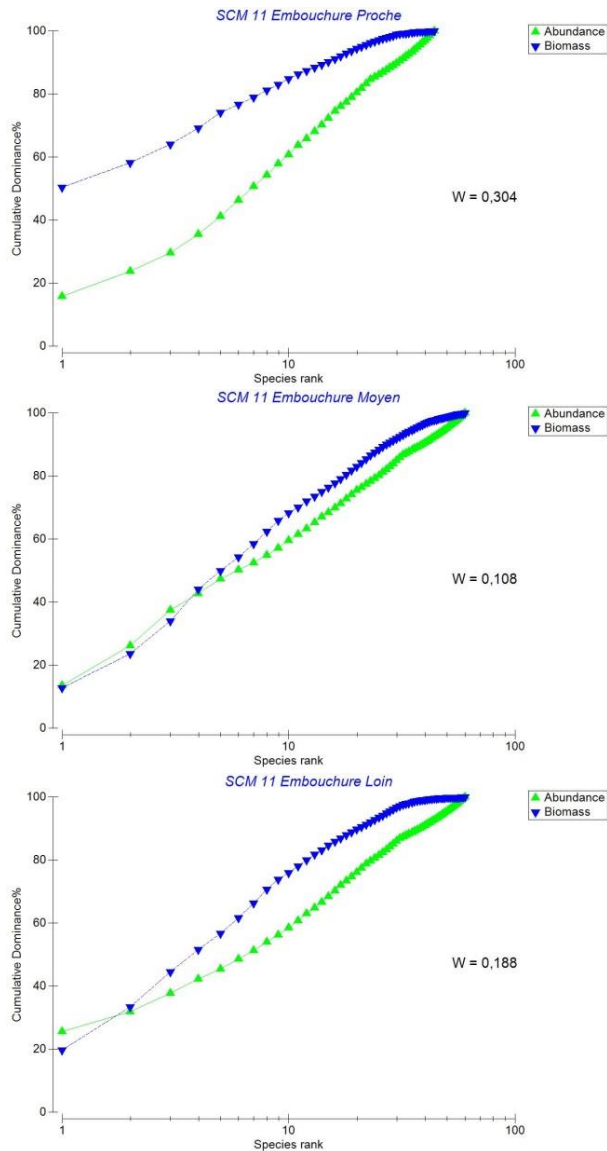


Figure 6-29: courbes ABC et indice de Clarke des stations de l'Embouchure : Embouchure Proche (en haut), Embouchure Moyen (au milieu) et Embouchure Loin (en bas) pour la campagne de prélèvements 2011 au cours du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

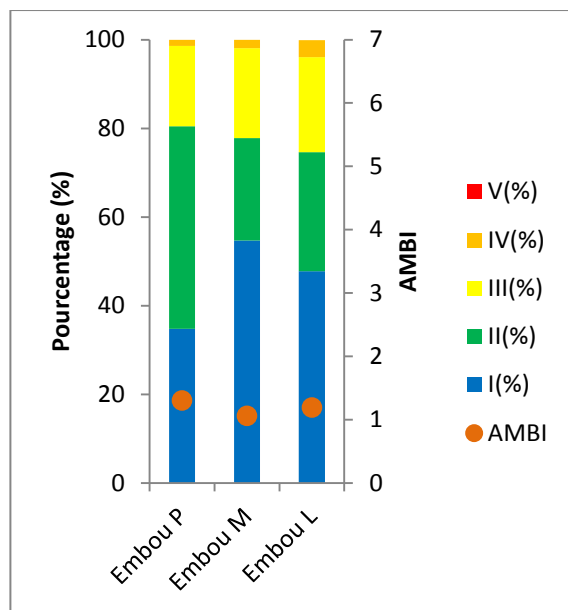


Figure 6-30: Pourcentage des groupes de polluo-sensibilité présents aux stations Embouchure et valeur de l'AMBI au cours de la campagne SCM 11 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin. I : groupe d'espèces sensibles, II : groupe d'espèces indifférentes, III ; groupe d'espèces tolérantes, IV : groupe d'espèce opportuniste de 2° Ordre, V : groupe d'espèce opportuniste de 1° Ordre.

Donc, dans le suivi de l'impact de l'embouchure du Fiume Seccu et de la Figarella où l'influence est reconnue faible, un déséquilibre est mis en évidence par les différents indices, à l'exception du BENTIX et du BOPA. Ce déséquilibre n'a cependant pas d'incidences majeures sur les peuplements macrobenthiques car les groupes sensibles à la pollution sont bien représentés et le statut écologique associé est bon sans distinction de distance par rapport à la source.

Campagne 2012

Les **caractéristiques** populationnelles des peuplements échantillonnés au cours de la campagne 2012 ne présentent pas de différences majeures avec celles des peuplements de 2011. Si ce n'est :

- Des richesses spécifiques faibles à moyennes et des diversités moyennes pour des peuplements de sédiments fins, naturellement riches (Tableau 6-27) ;

- La présence de crustacés et de mollusques en proportions proches et des proportions des différents groupes taxonomiques significativement différentes entre les stations ($G_{\text{ajusté}} = 23.41 > \chi^2_{0.05} = 21.03$) (Figure 6-31) ;
- L'abondance des espèces dépositives à toutes les profondeurs avec des différences significatives dans les proportions des modes trophiques entre les stations ($G_{\text{ajusté}} = 15.83 > \chi^2_{0.05} = 12.59$) (Tableau 6-28) ;
- Des similarités entre répliqués de chaque station bonnes mais plus faibles variant entre 30.9 % et 49.3 % avec des espèces caractéristiques des habitats :
 - A l'embouchure proche : *Scoletoma impatiens*, *Sigalion mathildae* ;
 - A l'embouchure Moyen : *Nemertea* ;
 - A l'embouchure Loin : *Myriochele* sp. ;
- Les espèces appréciant la matière organique représentant moins de 10 %, avec un gradient croissant avec la profondeur (Figure 6-32).

Tableau 6-27: Principales caractéristiques biocénologiques des stations Embouchure lors de campagne d'échantillonnage 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi et rappel des valeurs de référence pour les habitats considérés. S : Richesse spécifique ; Dens. Moyen. : Densité moyenne ; J' : Indice d'équitabilité de Piélu ; H' : Indice de diversité de Shannon ; Ref. SF 0-35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Fins entre la surface et 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/ valeur basse) ; Ref. SF>35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Fins de plus de 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/ valeur basse) ; Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin.

	Ref. SF 0-35	Embou P	Embou M	Ref. SF>35	Embou L
S Total	74/0	22	36	108/0	54
Densité Moyenne (Ind/m ²)		19,63±6,32	44,81±8,04		70,00±10,60
J' Moyen		0,88±0,03	0,91±0,03		0,81±0,04
H' Moyen	5,18/0	2,84±0,29	3,96±0,19	5,96/0	3,82±0,17

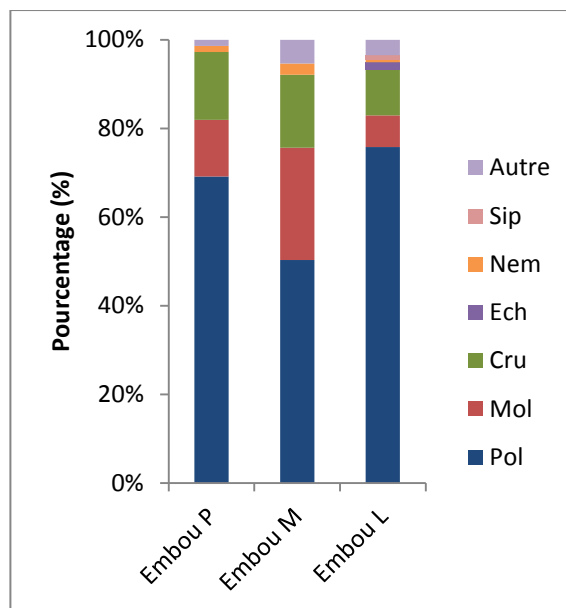


Figure 6-31: Groupes taxonomiques dominant à chaque station échantillonnée au gradient Embouchure au cours de la campagne 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin. Pol : Polychètes, Mol : Mollusques, Cru : Crustacés, Ech : Echinodermes, Nem : Némertes, Sip : Sipunculien, Autres : autres taxons de moindre importance.

Tableau 6-28: Pourcentage moyen des groupes trophiques présents aux stations Embouchure au cours de la campagne SCM 12 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin.

	Embou P	Embou M	Embou L
Suspensivore	19%	30%	10%
Détritivore	22%	30%	22%
Dépositivore	59%	40%	68%
Esp Anaérobie	0%	1%	0%

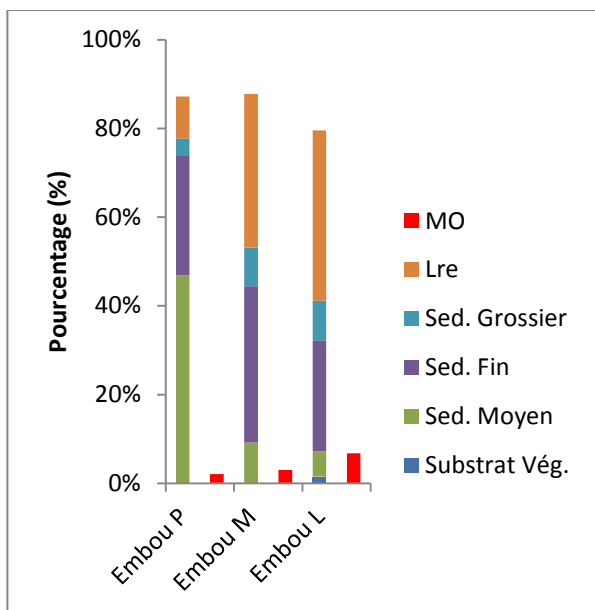


Figure 6-32: Proportions des groupes de macrobenthos de substrats meubles, inféodés à certains substrats des stations du gradient de l’Embouchure au cours de la campagne de 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Substrat Vég. : taxons inféodés aux Algues/Posidonies, Sed. Moyen : taxons inféodés au substrat sableux/fond meuble instable, Séd. Fin : taxons inféodés aux sables fins, sablo-vaseux, vaso-sableux, vase, vase terrigène côtière, Sed. Grossier : taxons inféodés aux sables grossier/gravier, Lre : espèce à large répartition écologique, Sspr : taxons Sans signification particulière ; MO : Substrat enrichi en MO - taxons inféodé à la matière organique. Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin.

Tout comme en 2011, la **qualification** écologique du milieu par ces peuplements, via le calcul du J’MAMBI, montre un milieu en bon état écologique quelle que soit la profondeur échantillonnée malgré des richesses spécifiques plus faibles et les chutes dans les valeurs des EQR de chaque station (Tableau 6-29).

Tableau 6-29: Valeur des paramètres utiles à l’identification du statut écologique des stations du gradient de l’Embouchure et statut de qualité écologique de 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin.

	AMBI	Diversité	Richesse	M-AMBI	J'	J'MAMBI	Statut
Embou P	1,29	3,55	21	0,74	0,81	0,60	Bon
Embou M	1,22	4,48	35	0,85	0,88	0,74	Bon
Embou L	1,05	4,42	54	0,82	0,77	0,63	Bon

Pour les valeurs des autres indices et au niveau des courbes ABC des différences existent :

- En 2012, Les courbes ABC et les indices W de Clarke associés traduisent un état écologique bon avec un peuplement normal pour chacune des stations échantillonnées (Figure 6-33). Les courbes de biomasses surpassent nettement celles des abondances et l'indice de Clarke est bon pour les eaux oligotrophes corses. Au regard de cet indice, la situation écologique est meilleure qu'en 2011.
- Tout comme en 2011, les proportions des groupes de polluosensibilités I et II constituent pratiquement 80 % des peuplements (Figure 6-34). Par contre, leurs proportions ainsi que celles des espèces tolérantes et opportunistes varient légèrement mais significativement entre les stations et les saisons ($G_{\text{ajusté}} = 20.77 > \chi^2_{0.05} = 15.51$).
- Par rapport, à 2011, la station Embouchure Proche possède un statut écologique évalué par le BENTIX comme bon (4.22) lié à la présence d'une légère perturbation par contre les deux autres stations restent de qualité excellente (4.88 et 5.10). Pour cet indice, la situation écologique de l'embouchure proche se dégrade en 2012.
- Par contre, le statut écologique est stable lorsque le BOPA est calculé, variant entre 0 et 0.008.
- Le BQI quant à lui qualifie le milieu d'un statut moyen à l'Embouchure Proche (9.72), d'un statut bon à l'Embouchure Moyen (14.38) et d'un excellent statut (22.01) à l'Embouchure Loin). Pour ces trois stations, le pourcentage des abondances des espèces à $ES(50)_{0.05}$ varie entre 74.7 % et 78.4 %.

Comme en 2011, les statuts écologiques définis par les indices varient entre la qualité bonne et excellente, à l'exception du BQI pour l'Embouchure Proche.

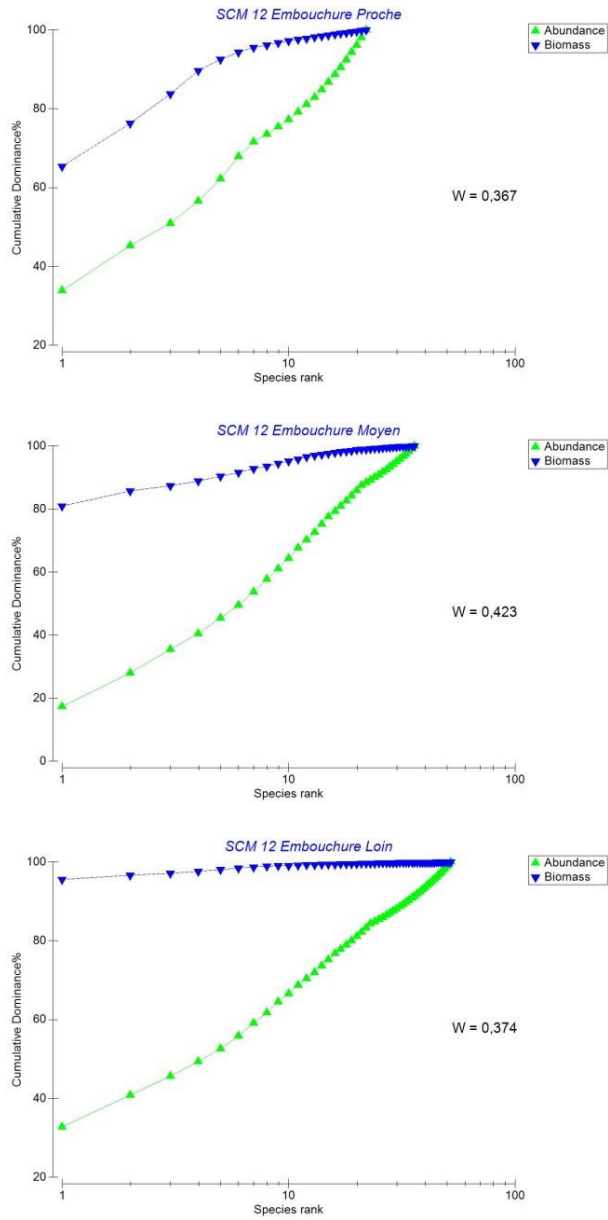


Figure 6-33: Courbe ABC et indice de Clarke des stations de l'Embouchure pour la campagne de prélèvements 2012 au cours du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

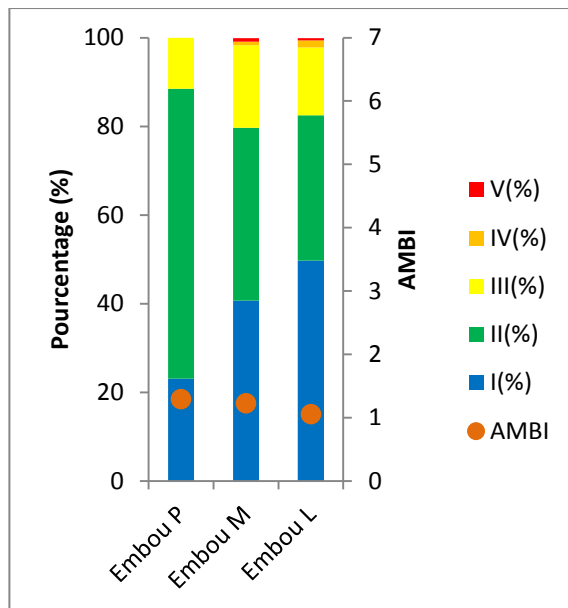


Figure 6-34: Pourcentage des groupes de polluo-sensibilité présents aux stations Embouchure et valeur de l'AMBI au cours de la campagne SCM 12 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Embou P : Embouchure Proche ; Embou M : Embouchure Moyen et Embou L : Embouchure Loin. I : groupe d'espèces sensibles, II : groupe d'espèces indifférentes, III ; groupe d'espèces tolérantes, IV : groupe d'espèce opportuniste de 2° Ordre, V : groupe d'espèce opportuniste de 1° Ordre.

Malgré des peuplements caractérisés par des "dominances" semblables (polychètes, espèces inféodées aux sables et sables fins, Lre, espèces de polluo-sensibilité forte ou indifférentes, ...) et des statuts écologiques proches, des différences au sein des peuplements peuvent exister.

Outre les variations de statut écologique définis par les différents indices, la présence d'une légère perturbation agit sur le milieu et permet d'obtenir une bonne qualité.

▪ L'influence de la Ferme Marine de Spano (gradient de l'aquaculture)

Cette influence est évaluée par le suivi de deux stations : l'Aquaculture Proche (Aqua P) et l'Aquaculture Moyen (Aqua M). L'échantillonnage de ces deux stations a été réalisé au cours des deux campagnes de prélèvements, mai 2011 et septembre 2012. Un changement de localisation de la station Aqua M a dû être effectuée car la tâche de sable dans l'herbier de la station de mai 2011 avait disparu. Les résultats des campagnes sont présentés séparément.

Les principales caractéristiques environnementales des stations suivies au cours des deux campagnes sont les suivantes (Tableau 6-30) :

Tableau 6-30: Principales caractéristiques environnementales des stations Aquaculture Proche et Aquaculture Moyen lors de campagne d'échantillonnages 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Aqua P: Aquaculture Proche; Aqua M: Aquaculture Moyen.

	Aqua P 2011	Aqua P 2012	Aqua M 2011	Aqua M 2012
Profondeur (m)	22,00	22,00	20,00	20,10
Médiane (μm)	200,69	196,07	728,21	1079,91
Habitat	SF 0-35	SF 0-35	S Herbier	S Herbier
COT (%)	2,30	1,47	6,60	<0,06
MO (%)	4,30	3,10	3,20	0,50

Ces stations sont composées de sédiments fins sous la concession et de sédiments grossiers aux stations moyennes de ce gradient. Les habitats associés à ces caractéristiques environnementales sont :

- Pour l'Aquaculture Proche, l'habitat des sédiments fins de la surface à 35 m de profondeur,
- Pour l'Aquaculture Moyen, l'habitat des sédiments prélevés dans une tâche de sables dans l'herbier de posidonies.

Il n'y a pas de changement d'habitat entre les campagnes et ce malgré un changement de localisation de la station Aquaculture Moyen. Le milieu à ces stations est faiblement à moyennement enrichi en MO et faiblement à fortement enrichi en COT (Licari *et al.*, 1998). La ferme marine a une influence constante sur le milieu sous-jacent.

Campagne 2011

Pour chaque habitat identifié aux stations échantillonnées en 2011, des conditions de référence environnementales ont été définies au chapitre 4 et reprises dans le tableau 6-31. Les caractéristiques biocénotiques de chaque assemblage sont présentés dans ce même tableau.

Par comparaison avec ces références environnementales, le peuplement macrobenthique de l'Aquaculture Proche se **caractérise** par de bonnes richesses spécifiques et diversité pour un peuplement de sables fins entre la surface et 35 m de profondeur tandis que le peuplement de l'Aquaculture Moyen possède une mauvaise richesse spécifique, une bonne diversité et une équitabilité moyenne pour un peuplement de sédiment dans un tâche de sable dans l'herbier.

Tableau 6-31: Principales caractéristiques biocénotiques des stations Aquaculture lors de campagne d'échantillonnage 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi et rappel des conditions de référence pour les habitats considérés. S : Richesse spécifique ; Dens. Moyen. : Densité moyenne ; J' : Indice d'équitabilité de Piélou ; H' : Indice de diversité de Shannon ; Ref. SF 0-35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Fins entre la surface et 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/valeur basse) ; Ref. S Herbier : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments dans un tâche de sables dans l'herbier à Posidonies (XX/YY : valeur haute/ valeur basse) ; Aqua P : Aquaculture Proche ; Aqua M : Aquaculture Moyen.

	Ref. SF 0-35	Aqua P	Ref. S Herbier	Aqua M
S Total	74/0	64	35/124	90
Densité Moyenne (Ind/m ²)		82,59±30,44		287,41±108,11
J' Moyen		0,91±0,02		0,66±0,12
H' Moyen	5,18/0	4,59±0,08	3,19/5,73	3,56±0,56

En outre, les peuplements se caractérisent par :

- Des assemblages taxonomiques significativement différents entre les stations ($G_{\text{ajusté}} = 50.88 > \chi^2_{0.05} = 15.51$) où les polychètes dominent (70.53 %) à l'Aquaculture Proche et où une équipartition entre les polychètes (42.58 %) et les sipunculien (45.31 %) existe à l'Aquaculture Moyen (Figure 6-35).
- Des organismes se répartissant entre les différents modes trophiques (Tableau 6-32) de manière significativement différentes entre les profondeurs ($G_{\text{ajusté}} = 19.54 > \chi^2_{0.05} = 7.81$).

- Une Variété d'inféodations et la faible présence d'espèces caractéristiques de milieu enrichi en matière organique (Figure 6-36).
- Une bonne similarité entre répliqués d'une même station (39.5 % à l'Aquaculture Proche et 48 % à l'Aquaculture Moyen). Pour l'Aquaculture Proche, en plus d'espèces à large répartition écologique (22.7 %) tels que *Lucinella divaricata* ou *Aponuphis bilineata*, les espèces responsables de ces similarités sont inféodées aux sédiments caractéristiques de l'habitat à savoir les sédiments fins (17.0 %) comme *Paradoneis lyra* (Southern, 1914) inféodée aux sables fins et/ou à la vase. Tandis que pour l'Aquaculture Moyen, l'espèce la plus abondante est *Aspidosiphon mullerei* Diesing, 1851, espèce inféodées aux sédiments grossiers (23.5 %).

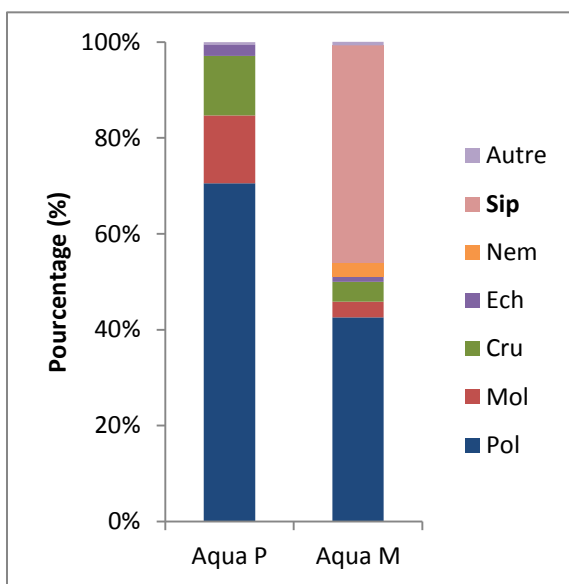


Figure 6-35: Groupes taxonomiques dominant à chaque station échantillonnée du gradient Aquaculture au cours de la campagne 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Aqua P : Aquaculture Proche ; Aqua M : Aquaculture Moyen. Pol : Polychètes, Mol : Mollusques, Cru : Crustacés, Ech : Echinodermes, Nem : Némertes, Sip : Sipunculiens, Autres : autres taxons de moindre importance.

Tableau 6-32: Pourcentage moyen des groupes trophiques présents aux stations Aquaculture au cours de la campagne 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Aqua P : Aquaculture Proche ; Aqua M : Aquaculture Moyen.

	Aqua P	Aqua M
% Suspensivore	24%	5%
% Détritivore	28%	53%
% Dépositivore	46%	42%
% Esp Anaérobie	1%	0%

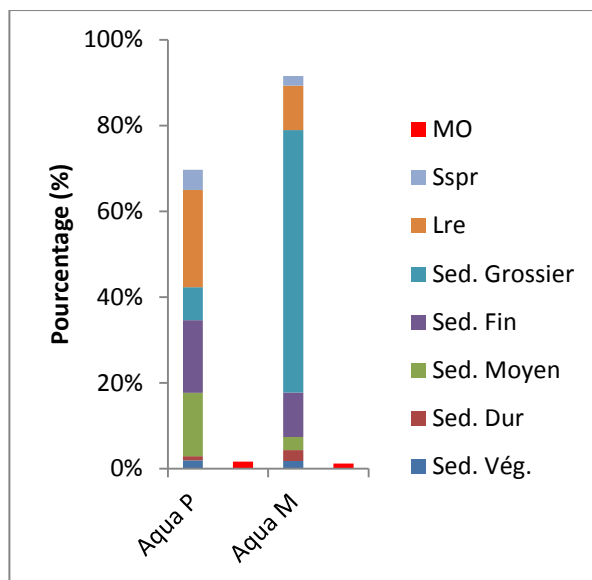


Figure 6-36: Proportions des groupes de macrobenthos de substrats meubles, inféodés à certains substrats aux stations du gradient de l’Aquaculture au cours de la campagne de 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Substrat Vég. : taxons inféodés aux Algues/Posidonies, Sed. Moyen : taxons inféodés au substrat sableux/fond meuble instable, Séd. Fin : taxons inféodés aux sables fins, sablo-vaseux, vaso-sableux, vase, vase terrigène côtière, Sed. Grossier : taxons inféodés aux sables grossier/gravier, Lre : espèce à large répartition écologique, Sspr : taxons Sans signification particulière ; MO : Substrat enrichi en MO - taxons inféodé à la matière organique. Aqua P : Aquaculture Proche ; Aqua M : Aquaculture Moyen.

La **qualification** écologique de ces peuplements est établie à partir du calcul du J’MAMBI. La qualité écologique est bonne sous la concession et moyenne à l’Aquaculture Moyen (Tableau 6-33).

Tableau 6-33: Valeur des paramètres utiles à l’identification du statut écologique des stations Aquacultures et statut de qualité écologique de 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Aqua P : Aquaculture Proche ; Aqua M : Aquaculture Moyen.

Stations	AMBI	Diversité	Richesse	M-AMBI	J'	J'MAMBI	Statut
Aqua P	1,658	5,26	63	0,91	0,88	0,80	Elevé
Aqua M	0,817	3,78	90	0,84	0,58	0,49	Moyen

Les indices calculés pour évaluer l’efficacité du J’MAMBI donnent les résultats suivants :

- Les courbes ABC et les indices de Clarke mettent en évidence des situations variables entre les stations (Figure 6-37 et 6-38). Au niveau

de l'Aquaculture Proche, les courbes sont bien séparées avec la courbe des biomasses surpassant bien celle des abondances, l'indice de Clarke est bon. Par contre, pour l'Aquaculture Moyen, les courbes se superposent et l'indice de Clarke est proche de 0 indiquant la présence d'un peuplement perturbé à cette station.

- Au regard de la valeur de l'AMBI, une influence se fait sentir sur les assemblages macrobenthiques sous la concession et à distance moyenne de cette dernière. De plus, malgré la forte présence des espèces des groupes sensibles (gr. I) et indifférent (gr. II) à la pollution aux deux stations suivies (Figure 6-39), les assemblages sont significativement différents ($G_{\text{ajusté}} = 26.07 > \chi^2_{0.05} = 9.49$) et la présence d'espèces opportunistes sous les cages confirme l'apport de matière organique.
- Tout comme l'AMBI, le BOPA donne des statuts écologiques bon (0.042) à l'Aquaculture Proche et excellent (0.008) à l'Aquaculture Moyen.
- Le BENTIX définit le statut écologique comme excellent aux deux stations avec des valeurs égales à 4.58 à l'Aquaculture Proche et 5.32 à l'Aquaculture Moyen.
- Le BQI qualifie le milieu d'excellent statut (18.42) à l'Aquaculture Proche et de moyen (10.96) à l'Aquaculture Moyen. L'abondance des espèces à $ES(50)_{0.05}$ correspond à 61.5 % sous la concession et 80.7 % à distance moyenne de cette dernière.

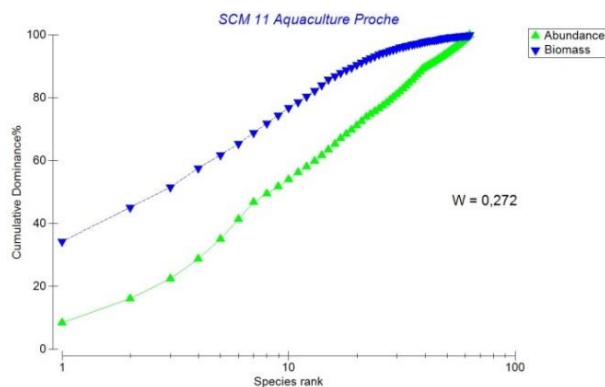


Figure 6-37: courbes ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 11 à l'Aquaculture Proche dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

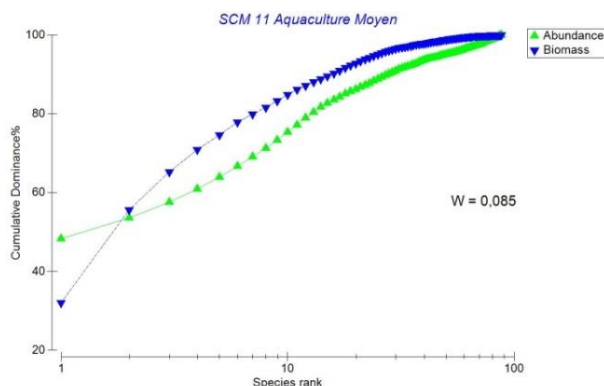


Figure 6-38: courbes ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 11 à l'Aquaculture Moyen dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

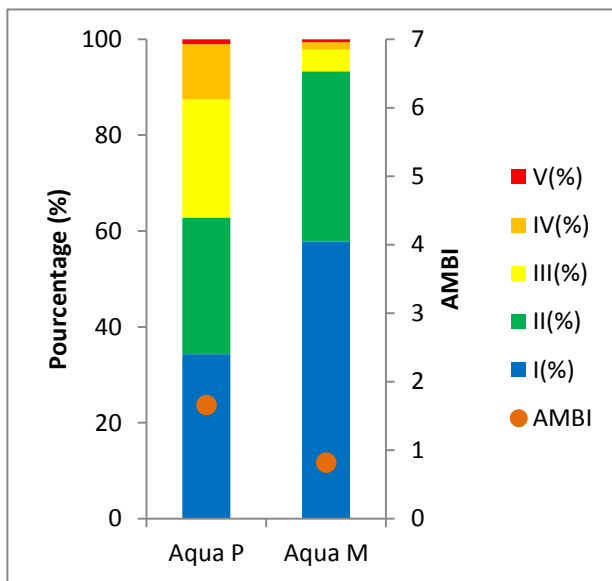


Figure 6-39: Pourcentage des groupes de polluo-sensibilité présents aux stations Aquaculture et valeur de l'AMBI au cours de la campagne SCM 11 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Aqua P: Aquaculture Proche; Aqua M: Aquaculture Moyen. I: groupe d'espèces sensibles, II: groupe d'espèces indifférentes, III; groupe d'espèces tolérantes, IV: groupe d'espèce opportuniste de 2° Ordre, V: groupe d'espèce opportuniste de 1° Ordre.

Donc, au regard du J'MAMBI, la ferme marine de Spano n'influence pas directement le milieu sous les cages où le statut de qualité écologique est élevé. Par contre, une perturbation se fait sentir au niveau des assemblages macrobenthiques au niveau de la station Aquaculture Moyen où le statut de qualité écologique est moyen.

Campagne 2012

Pour rappel, un changement de position de la station Aquaculture Moyen a dû être effectué. Ce changement de position et de distance par rapport à la source rend difficile toute comparaison entre les campagnes, même si les habitats échantillonnés sont identiques.

Les peuplements des stations échantillonnées au cours de la campagne 2012 se **caractérisent** par :

- De bonnes richesses et diversité ainsi qu'une très bonne équitabilité pour le peuplement de sables fins entre la surface et 35 m de profondeur identifiés à l'Aquaculture Proche. Ces caractéristiques biocénologiques sont également bonnes pour le peuplement d'habitat de sédiment dans l'herbier de l'Aquaculture Moyen (Tableau 6-34).
- Une diversité des groupes taxonomiques présents (Figure 6-40). Cette diversité est significativement différente entre les stations ($G_{\text{ajusté}} = 23.75 > \chi^2_{0.05} = 16.92$) malgré une nette dominance des polychètes. A l'Aquaculture Moyen, en plus des polychètes, les sipunculien et les autres groupes taxonomiques rares sont bien présents et représentent 10.24 % et 15.98 %. Les nématodes constituent la majorité de ce groupe rare.
- Une structure trophique significativement similaire ($G_{\text{ajusté}} = 2.53 < \chi^2_{0.05} = 7.81$) aux deux stations avec l'absence d'espèces anaérobies (Tableau 6-35).
- De bonnes similarités entre réplicats, plus de 50 %, pour chacune des stations où les espèces de sédiments fins sont couplées aux espèces à large répartition écologique à l'Aquaculture Proche et couplées à celles des sédiments grossiers à l'Aquaculture Moyen (Figure 6-41). Les espèces contribuant à ces similarités sont également caractéristiques des habitats identifiés, par exemple :
 - A l'Aquaculture Proche, *A. bilineata*, *P. lyra* et *L. divaricata* ;
 - A l'Aquaculture Moyen, *Syllis gerlachi* (Hartmann-Scröder, 1960), *Aspidosiphon mullerei* et *Lysidice unicornis* (Grube, 1840).

Malgré l'enrichissement en matière organique sous la concession, les espèces caractéristiques de cette présence constituent une faible part

du peuplement (<5 %). Par contre, elles constituent près de 25 % des espèces à l'Aquaculture Moyen.

Tableau 6-34: Principales caractéristiques biocénotiques des stations Aquaculture lors de campagne d'échantillonnage 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi et rappel des conditions de référence pour les habitats considérés. S : Richesse spécifique ; Dens. Moyen. : Densité moyenne ; J' : Indice d'équitabilité de Piélou ; H' : Indice de diversité de Shannon ; Ref. SF 0-35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Fins entre la surface et 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/valeur basse) ; Ref. S Herbier : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments dans un tâche de sables dans l'herbier à Posidonies (XX/YY : valeur haute/ valeur basse) ; Aqua P : Aquaculture Proche ; Aqua M : Aquaculture Moyen.

Station	Ref. SF 0-35	Aqua P	Ref. S Herbier	Aqua M
S Total	74/0	69	35/124	44
Densité Moyenne (Ind/m ²)		106,67±18,49		100,00±52,58
J' Moyen		0,88±0,05		0,85±0,06
H' Moyen	5,18/0	4,66±0,36	3,19/5,73	3,92±0,18

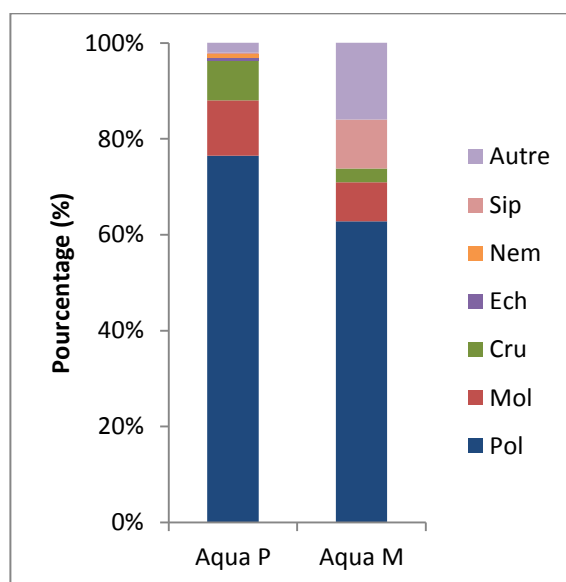


Figure 6-40: Groupes taxonomiques dominant à chaque station échantillonnée du gradient Aquaculture au cours de la campagne 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Aqua P : Aquaculture Proche ; Aqua M : Aquaculture Moyen. Pol : Polychètes, Mol : Mollusques, Cru : Crustacés, Ech : Echinodermes, Nem : Némertes, Sip : Sipunculien, Autres : autres taxons de moindre importance.

Tableau 6-35: Pourcentage moyen des groupes trophiques présents aux stations Aquaculture au cours de la campagne 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Aqua P : Aquaculture Proche ; Aqua M : Aquaculture Moyen.

	Aqua P	Aqua M
% Suspensivore	14%	10%
% Détritivore	24%	31%
% Dépositivore	61%	59%
% Esp Anaérobie	1%	0%

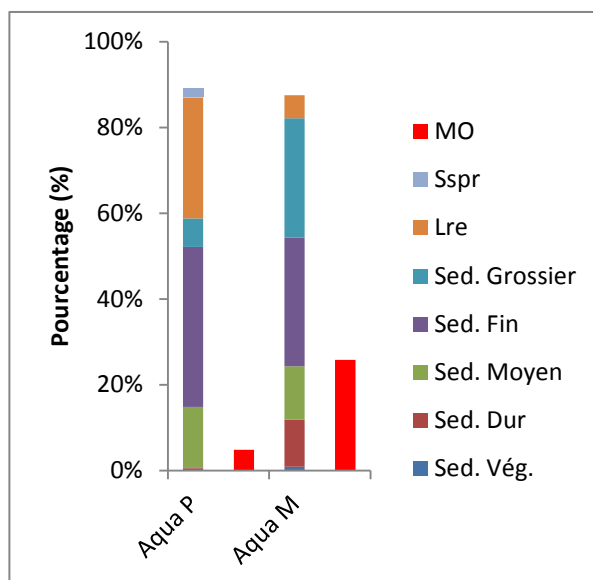


Figure 6-41: Proportions des groupes de macrobenthos de substrats meubles, inféodés à certains substrats aux stations Aquaculture au cours de la campagne de 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Substrat Vég.: taxons inféodés aux Algues/Posidonies, Sed. Moyen : taxons inféodés au substrat sableux/fond meuble instable, Séd. Fin : taxons inféodés aux sables fins, sablo-vaseux, vaso-sableux, vase, vase terrigène côtière, Sed. Grossier : taxons inféodés aux sables grossier/gravier, Lre : espèce à large répartition écologique, Sspr : taxons Sans signification particulière ; MO : Substrat enrichi en MO - taxons inféodé à la matière organique. Aqua P : Aquaculture Proche ; Aqua M : Aquaculture Moyen.

La **qualité** écologique de ces deux stations est bonne en fonction de l'échelle de qualification liée au J'MAMBI (Tableau 6-36).

Tableau 6-36: Valeur des paramètres utiles à l'identification du statut écologique des stations Aquacultures et statut de qualité écologique de 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Aqua P : Aquaculture Proche ; Aqua M : Aquaculture Moyen.

Stations	AMBI	Diversité	Richesse	M-AMBI	J'	J'MAMBI	Statut
Aqua P	1,871	5,18	69	0,90	0,85	0,76	Bon
Aqua M	1,566	4,29	44	0,80	0,78	0,63	Bon

Les courbes ABC et l'indice de Clarke mettent en évidence des assemblages macrobenthiques en très léger déséquilibre aux deux stations même si le statut écologique est qualifié de bon (Figure 6-42 et 6-43). Cette perturbation est également mise en évidence par la présence d'espèce opportuniste (Figure 6-44). Le statut dérivé de l'AMBI est néanmoins bon (1.87 et 1.57). Tout comme celui venant du BENTIX (4.21 et 4.31). Le BOPA quant à lui qualifie le milieu de bon sous la concession (0.057) et d'excellent à distance moyenne (0.0123). Tandis que le BQI qualifie le milieu d'un excellent statut aux deux stations avec un pourcentage d'espèce ayant un $ES(50)_{0.05}$ égale à 70.0 % à l'Aquaculture Proche et 51.9 % à l'Aquaculture Moyen.

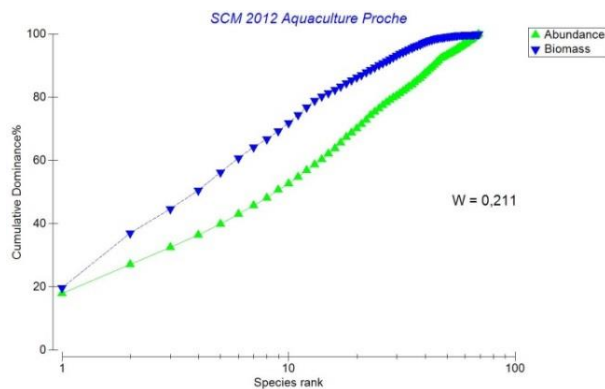


Figure 6-42: Courbes ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 12 à la station Aquaculture Proche dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

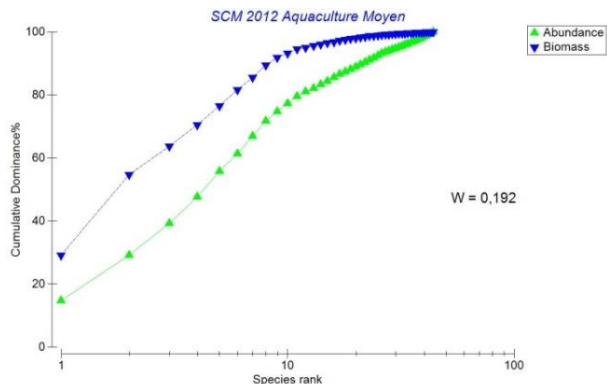


Figure 6-43: Courbes ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 12 à la station Aquaculture Proche (à gauche) et à la station Aquaculture Moyen (à droite) dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

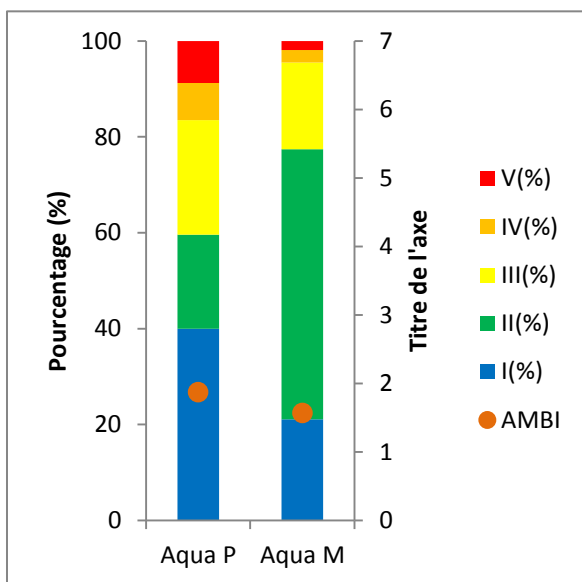


Figure 6-44: Pourcentage des groupes de polluo-sensibilité présents aux stations Aquaculture et valeur de l'AMBI au cours de la campagne SCM 12 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Aqua P : Aquaculture Proche ; Aqua M : Aquaculture Moyen. I : groupe d'espèces sensibles, II : groupe d'espèces indifférentes, III ; groupe d'espèces tolérantes, IV : groupe d'espèce opportuniste de 2° Ordre, V : groupe d'espèce opportuniste de 1° Ordre.

En fonction des statuts de qualité écologique définis par le J'MAMBI, la ferme marine de Spano influence très peu le milieu environnant. Toutefois, en 2011, dans le sens des courants dominants, le statut écologique à distance moyenne est moyen. Tandis qu'en 2012, légèrement décalé à ces courants, le statut écologique est bon mais la valeur d'EQR se rapproche du seuil du statut moyen, le seuil étant à 0.60.

- L'influence d'une zone de mouillage organisé (Gradient du Port)

Le mouillage organisé de Calvi se situe le long de la plage et à la sortie du Port de Calvi. Pour ce suivi, trois stations situées à distance croissante de la source (Port Proche, Port Moyen et Port Loin) ont été échantillonnées au cours des campagnes de 2011 et de 2012.

Les caractéristiques environnementales des stations échantillonnées au cours des deux campagnes sont les suivantes (Tableau 6-37) :

Tableau 6-37: Principales caractéristiques environnementales des stations du gradient du Port lors de campagne d'échantillonnages 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin.

	Port P 2011	Port M 2011	Port L 2011	Port P 2012	Port M 2012	Port L 2012
Profondeur (m)	7,4	21,0	40,0	7,0	21,0	40,5
Médiane (μm)	145,99	126,45	134,46	147,58	140,56	118,75
Habitat	SF 0-35	SF 0-35	SF>35	SF 0-35	SF 0-35	SF>35
COT (%)	0,10	0,16	0,18	0,14	0,16	0,20
MO (%)	0,54	0,68	0,93	0,68	1,10	1,09

Ces stations se composent de sédiments fins et en se référant aux habitats définis, aux sédiments fins entre la surface et 35 m de profondeur pour les stations Port Proche et Moyen et aux sédiments fins de plus de 35 m de profondeur pour la station Port Loin. Il n'y a pas de changement d'habitat entre les campagnes. Le mouillage organisé de Calvi ne semble pas perturber les teneurs en COT et en MO des sédiments le long du gradient envisagé. Leurs teneurs traduisent, un milieu faiblement enrichi (Licari *et al.*, 1998).

Campagne 2011

Aux habitats déterminés, des valeurs de référence de bon et mauvais état écologique ont été identifiées. Par comparaison à ces valeurs, les peuplements échantillonnés possèdent une richesse spécifique moyenne aux Port Proche et Loin et bonne au Port Moyen. Tandis que les diversités et les équitabilités sont bonnes pour les trois stations (Tableau 6-38).

Tableau 6-38: Principales caractéristiques biocénologiques des stations Port lors de campagne d'échantillonnage 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi et rappel des conditions de référence pour les habitats considérés. S : Richesse spécifique ; Dens. Moyen. : Densité moyenne ; J' : Indice d'équitabilité de Piélou ; H' : Indice de diversité de Shannon ; Ref. SF 0-35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Fins entre la surface et 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/valeur basse) ; Ref. S Herbier : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments dans un tâche de sables dans l'herbier à Posidonies (XX/YY : valeur haute/valeur basse) ; Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin.

	Ref. SF 0-35	Port P	Port M	Ref. SF+35	Port L
S Total	74/0	46	69	108/0	80
Densité Moyenne (Ind/m ²)		81,11±8,82	100±29,40		171,48±27,31
J' Moyen		0,78±0,05	0,89±0,04		0,79±0,03
H' Moyen	5,18/0	3,61±0,37	4,56±0,14	5,96/0	4,33±0,18

Les peuplements se **caractérisent** également par :

- Une diversité taxonomique où les polychètes dominent les peuplements (Figure 6-45). De plus, les proportions des groupes taxonomiques entre les assemblages ne sont pas significativement différentes ($G_{\text{ajusté}} = 20.13 < \chi^2_{0.05} = 26.30$).
- Des proportions des principaux modes trophiques significativement différentes ($G_{\text{ajusté}} = 24.58 > \chi^2_{0.05} = 12.59$) entre les stations et ce malgré l'absence d'espèces anaérobies (Tableau 6-39).
- De bonnes similarités entre réplicats variant de 41 % à 58.8 %. Des espèces caractéristiques du sédiment dominant ainsi que des espèces à large répartition écologique contribuent à chacune des similarités :
 - Au Port Proche, *Scoletoma impatiens* (Claparède, 1868) et *Chone sp.* Kroyer, 1856 sont inféodés aux sables ;
 - Au Port Moyen, *Scoletoma impatiens* inféodés aux sables et *Aponuphis bilineata* et *Owenia fusiformis* sont des espèces à large répartition écologique ;
 - Au Port Loin, *Euclymene sp.* Verrill, 1900, *Myriochele sp.* Malmgren, 1867 inféodés aux sables et *Aponuphis bilineata*, espèce à large répartition écologique.

Les espèces et taxons caractéristiques d'un enrichissement en matière organique sont négligeables à chacune des stations (< 5 % ; Figure 6-46).

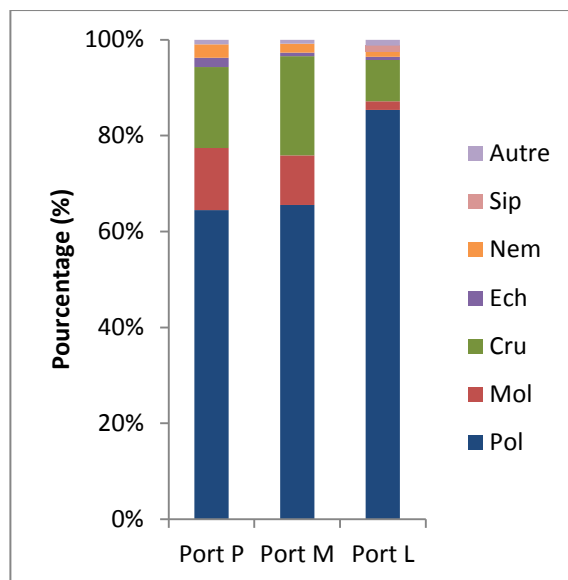


Figure 6-45: Groupes taxonomiques dominant à chaque station échantillonnée le long du gradient Port au cours de la campagne 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin. Pol : Polychètes, Mol : Mollusques, Cru : Crustacés, Ech : Echinodermes, Nem : Némertes, Sip : Sipunculien, Autres : autres taxons de moindre importance.

Tableau 6-39: Pourcentage moyen des groupes trophiques présents aux stations Port au cours de la campagne 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin.

	Port P	Port M	Port L
% Suspensivore	40%	23%	9%
% Détritivore	21%	39%	34%
% Dépositivore	38%	37%	57%
% Esp Anaérobie	0%	0%	0%

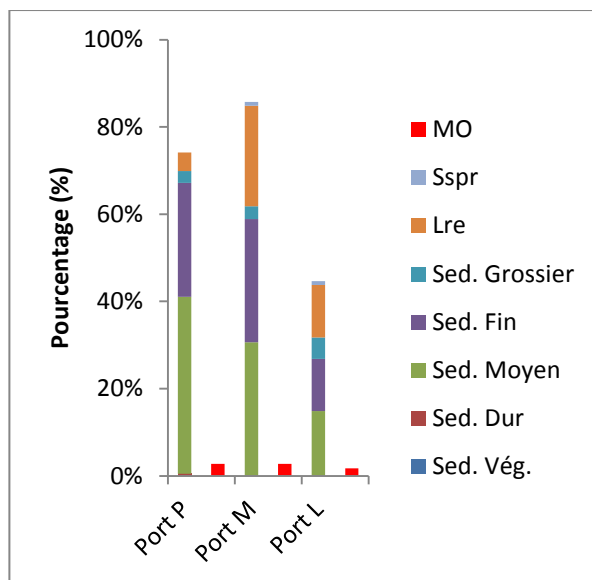


Figure 6-46: Proportions des groupes de macrobenthos de substrats meubles, inféodés à certains substrats aux stations du gradient Port au cours de la campagne de 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Substrat Vég.: taxons inféodés aux Algues/Posidonies, Sed. Moyen : taxons inféodés au substrat sableux/fond meuble instable, Séd. Fin : taxons inféodés aux sables fins, sablo-vaseux, vaso-sableux, vase, vase terrigène côtière, Sed. Grossier : taxons inféodés aux sables grossier/gravier, Lre : espèce à large répartition écologique, Sspr : taxons Sans signification particulière ; MO : Substrat enrichi en MO - taxons inféodé à la matière organique. Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin.

La **qualification** des peuplements macrobenthiques basée sur la valeur du J'MAMBI définit un statut écologique bon pour les stations du Port Proche et Moyen et moyen pour le Port Loin.

Tableau 6-40: Valeur des paramètres utiles à l'identification du statut écologique de des stations Port et statut de qualité écologique en 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin.

Stations	AMBI	Diversité	Richesse	M-AMBI	J'	J'MAMBI	Statut
Port P	1,342	4,27	46	0,84	0,77	0,65	Bon
Port M	1,654	5,2	69	0,92	0,85	0,78	Bon
Port L	1,824	4,63	79	0,81	0,74	0,60	Moyen

D'autres indices peuvent également être calculés pour qualifier un milieu sur base du macrobenthos de substrats meubles. Certains d'entre eux sont calculés pour évaluer l'efficacité du J'MAMBI et donnent les résultats suivants :

- Une perturbation modérée influençant le peuplement est mise en évidence par les courbes ABC et les indices de Clarke (Figure 6-47). Cette influence est plus marquée aux faibles profondeurs. En effet, aux stations Port Proche et Moyen, les courbes se superposent et les indices sont proches de 0. Par contre, la courbe de biomasses surpasse bien celles des abondances et l'indice de Clarke (0.225) est presque normal pour les eaux corses traduisant un peuplement très faiblement perturbé à la station Port Loin.
- L'AMBI dont la valeur varie entre 1.34 et 1.82 traduit la présence d'une influence légère sur les assemblages macrobenthiques. Malgré le fait que les espèces sensibles (gr. I) et indifférentes (gr. II) contribuent à plus de 50 % des assemblages, la présence de ces espèces tolérantes induisent ces valeurs d'AMBI associées la présence d'une perturbation légère (Figure 6-48).
- Les valeurs du BENTIX traduisent quant à elles des statuts excellents au Port Proche (4.60) et bon aux Port Moyen (4.02) et Loin (4.38). Ce changement de statut va dans le sens d'une présence d'une perturbation agissant au niveau des stations Port Moyen et Loin.
- Le BOPA traduit l'absence de perturbation avec un statut excellent aux trois stations. Sa valeur varie entre 0.007 et 0.016.
- Le BQI qualifie le milieu de bon au Port Proche (15.97) à excellent au Port Moyen (18.15) et Loin (22.02) avec des valeurs augmentant avec la profondeur. Les abondances des espèces à $ES(50)_{0.05}$ correspondent à 58.4 %, 83.2 % et 53.6 % respectivement.

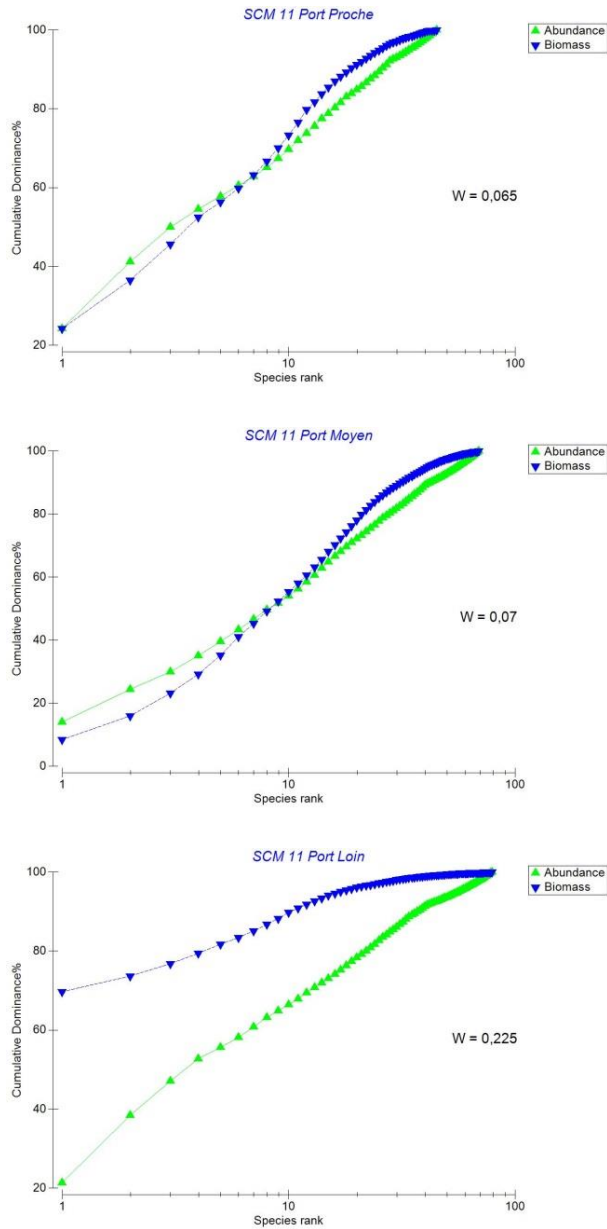


Figure 6-47: Courbes ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 11 aux stations du gradient du Port dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi : Port Proche (en haut), Port Moyen (au milieu) et Port Loin (en bas).

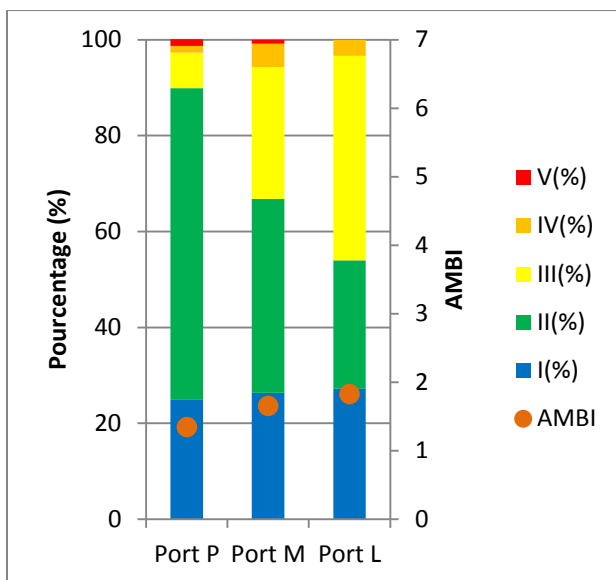


Figure 6-48: Pourcentage des groupes de polluo-sensibilité présents aux stations Port et valeur de l'AMBI au cours de la campagne 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin. I : groupe d'espèces sensibles, II : groupe d'espèces indifférentes, III : groupe d'espèces tolérantes, IV : groupe d'espèce opportuniste de 2° Ordre, V : groupe d'espèce opportuniste de 1° Ordre.

Campagne 2012

Les **caractéristiques** populationnelles des peuplements échantillonnés au cours de la campagne 2012 sont légèrement différentes de celles de la campagne 2011. Ces différences sont :

- Une richesse spécifique faible au Port Proche et moyenne aux Port Moyen et Loin ; une diversité et une équitabilité moyennes pour le Port Proche et bonne pour les Port Moyen et Loin (Tableau 6-41).
- Des proportions des groupes taxonomiques différentes mais n'entraînant pas des assemblages significativement différents entre les stations ($G_{\text{ajusté}} = 15.66 < \chi^2_{0.05} = 26.30$, Figure 6-49).
- Des proportions de modes trophiques fortement variables entre les stations et significativement différentes entre le Port Proche et les deux autres stations ($G_{\text{ajusté}} = 25.69 > \chi^2_{0.05} = 9.49$, Tableau 6-42).
- Des similarités entre répliquats légèrement plus hautes variant de 55.7 % à 59.3 % avec des espèces à large répartition écologique ou de sédiments moyens (Figure 6-50) telles que :
 - Au Port Proche et Moyen : *Scoletoma impatiens*, *Nephtys cirrosa* et *Owenia fusiformis*
 - Au Port Loin : *Euclymene* sp., *Myriochele* sp. *Aponuphis bilineata*.

- Des espèces appréciant la matière organique représentant moins de 10 % sont essentiellement présentes à la station Port Proche (Figure 6-50).

Tableau 6-41: Principales caractéristiques biocénétiques des stations Port lors de campagne d'échantillonnage 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. S : Richesse spécifique ; Dens. Moyen. : Densité moyenne ; J' : Indice d'équitabilité de Piélou ; H' : Indice de diversité de Shannon ; Ref. SF 0-35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Fins entre la surface et 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/valeur basse) ; Ref. S Herbier : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments dans un tâche de sables dans l'herbier à Posidonies (XX/YY : valeur haute/ valeur basse) ; Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin.

	Ref. SF 0-35	Port P	Port M	Ref. SF+35	Port L
S Total	74/0	29	50	108/0	94
Densité Moyenne (Ind/m ²)		56,30±7,23	78,89±21,29		168,15±10,79
J' Moyen		0,77±0,04	0,87±0,04		0,87±0,02
H' Moyen	5,18/0	3,10±0,39	4,17±0,15	5,96/0	4,91±0,15

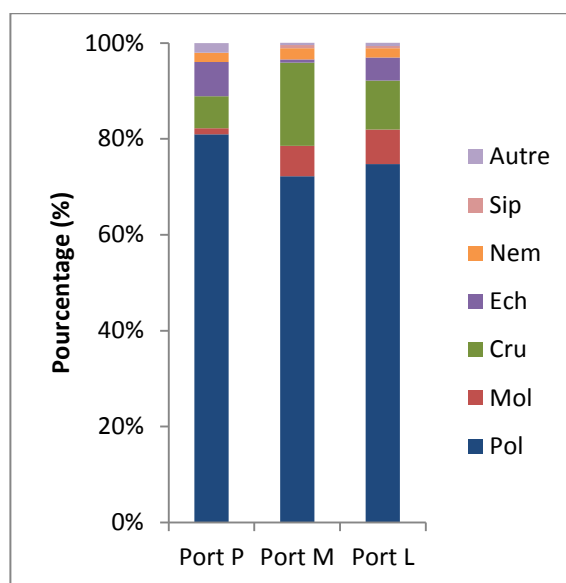


Figure 6-49: Groupes taxonomiques dominant à chaque station échantillonnée le long du gradient Port au cours de la campagne 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin. Pol : Polychètes, Mol : Mollusques, Cru : Crustacés, Ech : Echinodermes, Nem : Némertes, Sip : Sipunculien, Autres : autres taxons de moindre importance.

Tableau 6-42: Pourcentage moyen des groupes trophiques présents aux stations Port au cours de la campagne 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin

	Port P	Port M	Port L
% Suspensivore	5%	16%	10%
% Détritivore	20%	44%	35%
% Dépositivore	74%	40%	55%
% Esp Anaérobie	0%	0%	0%

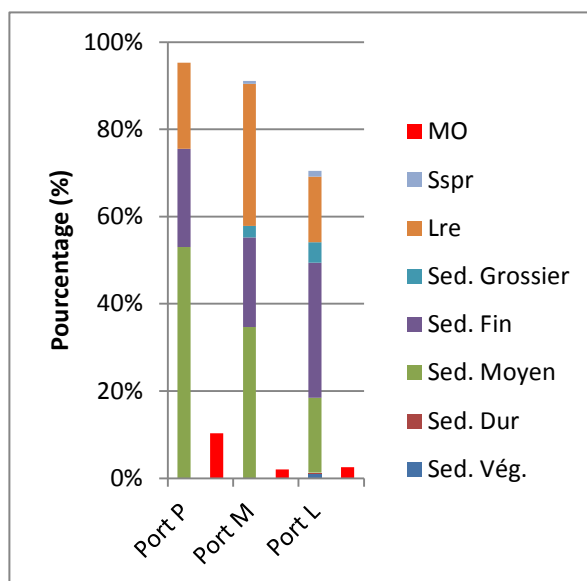


Figure 6-50: Proportions des groupes de macrobenthos de substrats meubles, inféodés à certains substrats aux stations du gradient Port au cours de la campagne de 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Substrat Vég.: taxons inféodés aux Algues/Posidonies, Sed. Moyen : taxons inféodés au substrat sableux/fond meuble instable, Séd. Fin : taxons inféodés aux sables fins, sablo-vaseux, vaso-sableux, vase, vase terrigène côtière, Sed. Grossier : taxons inféodés aux sables grossier/gravier, Lre : espèce à large répartition écologique, Sspr : taxons Sans signification particulière ; MO : Substrat enrichi en MO - taxons inféodé à la matière organique. Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin.

La **qualification** écologique du milieu par ces peuplements montre un milieu en état écologique bon à moyen en fonction des profondeurs (Tableau 6-43). Cette qualification est inversée par rapport aux résultats de la campagne de 2011.

Tableau 6-43: Valeur des paramètres utiles à l'identification du statut écologique des stations Port et statut de qualité écologique en 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin.

Stations	AMBI	Diversité	Richesse	M-AMBI	J'	J'MAMBI	Statut
Port P	1,677	3,46	29	0,71	0,71	0,51	Moyen
Port M	1,596	4,54	49	0,84	0,81	0,68	Bon
Port L	1,621	5,31	94	0,90	0,81	0,73	Bon

Les autres indices calculés donnent les résultats suivant :

- les courbes ABC et les indices de Clarke mettent en évidence la présence d'une perturbation modérée au Port Proche et une situation très proche de la normal aux stations Port Moyen et Loin (Figure 6-51).
- Les proportions des groupes de sensibilité à la pollution sont significativement différentes entre les stations ($G_{\text{ajusté}} = 68.84 > \chi^2_{0.05} = 15.51$ - Figure 6-52). Les faibles présences d'opportunistes induisent une valeur d'AMBI traduisant une influence modérée sur l'ensemble des stations mais un bon statut écologique (valeur entre 1.596 et 1.677).
- le BENTIX donne un bon statut écologique aux Stations Port Proche (3.79) et Loin (3.92) tandis que le Port Moyen est qualifié par un excellent statut écologique (4.50).
- Le BOPA définit toujours des statuts excellents aux trois stations (variant entre 0.008 et 0.017).
- Le BQI quant à lui qualifie le milieu d'un statut moyen au Port Proche (11.42), d'un statut bon au Port Moyen (15.29) et d'un excellent statut au Port Loin (21.54). Pour ces trois stations, le pourcentage des abondances des espèces à $ES(50)_{0.05}$ varie entre 79.5 % et 66.6 %.

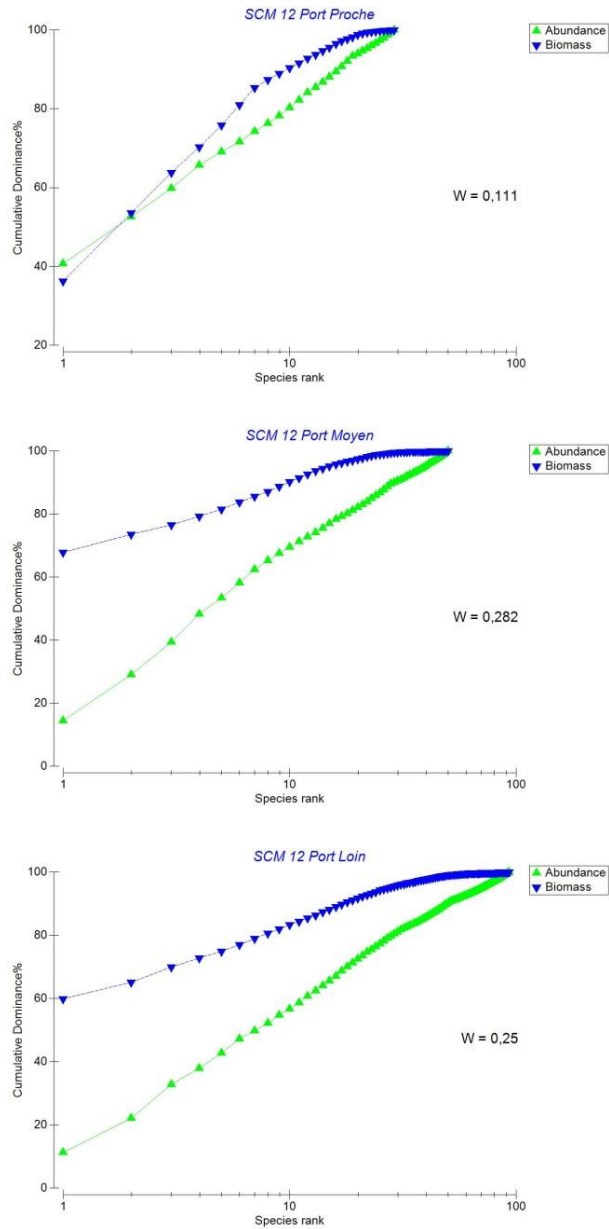


Figure 6-51: Courbe ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 12 aux stations du gradient du Port dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi : Port Proche (en haut), Port Moyen (au milieu) et Port Loin (en bas).

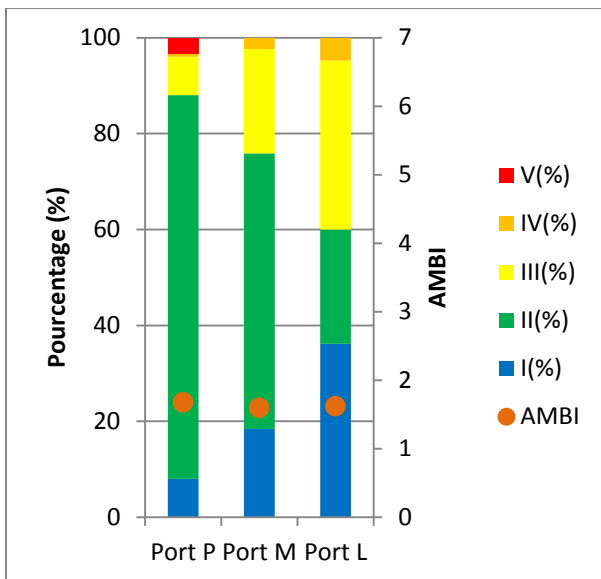


Figure 6-52: Pourcentage des groupes de polluo-sensibilité présents aux stations Port et valeur de l'AMBI au cours de la campagne 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin. I : groupe d'espèces sensibles, II : groupe d'espèces indifférentes, III ; groupe d'espèces tolérantes, IV : groupe d'espèce opportuniste de 2° Ordre, V : groupe d'espèce opportuniste de 1° Ordre.

Par comparaison entre les campagnes et au regard du J'MAMBI, il apparaît que le statut écologique régresse à la station Port Proche, passant d'un niveau bon à un niveau moyen. Le mouillage organisé semble donc avoir une influence directe sur le milieu sous-jacent. Cette influence est néanmoins très localisée et ne se fait déjà plus sentir à distance moyenne de la zone d'ancrage organisé.

- L'influence d'un rejet de station d'épuration (Station Emissaire)

Cette influence est suivie par une station unique située à la source de rejet, à proximité immédiate d'une bouche d'évacuation par 40 m de profondeur.

Les principales caractéristiques environnementales sont rappelées dans le tableau 6-44 :

Tableau 6-44: Principales caractéristiques environnementales de la station Emissaire lors de campagne d'échantillonnage 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

	SCM 11	SCM 12
Profondeur (m)	37,00	36,00
Médiane (μm)	1155,92	417,42
Habitat	SG>35m	SM>35m
COT (%)	0,22	1,85
MO (%)	1,49	4,50

Les caractéristiques sédimentologiques permettent d'identifier des habitats différents entre les deux campagnes : un habitat de sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur en 2011 et un habitat de sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur en 2012. Les teneurs en matière organique et en carbone organique total sont associées à un milieu faiblement enrichi en 2011 et moyennement à fortement enrichi en 2012 (Licari *et al.*, 1998).

Campagne 2011

L'habitat des sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur permet le développement d'un assemblage macrobenthique naturellement riche et diversifié. Par comparaison avec ces caractéristiques naturelles, le peuplement de l'Emissaire se **caractérise** par de bonnes valeurs de richesse et de spécificité et une très bonne valeur d'équitabilité (Tableau 6-45).

Tableau 6-45: Principales caractéristiques biocénotiques de la station Emissaire lors de campagne d'échantillonnage 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi et rappel des conditions de référence des habitats considérés. S : Richesse spécifique ; Dens. Moyen. : Densité moyenne ; J' : Indice d'équitabilité de Piélou ; H' : Indice de diversité de Shannon ; Ref. SG+35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Grossiers de plus de 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/valeur basse) ; Ref. SM+35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Moyens de plus de 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/ valeur basse)

	Ref. SG+35	SCM 11	Ref. SM+35	SCM 12
S Total	117/0	113	108/0	136
Densité Moyenne (Ind/m ²)		385,56±61,94		356,67±48,57
J' Moyen		0,83±0,02		0,81±0,03
H' Moyen	5.88/0	4,98±0,32	5.79/0	5,05±0,27

En plus de ces caractéristiques biocénotiques, l'assemblage macrobenthique possède :

- une variabilité des groupes taxonomiques où les polychètes sont majoritairement présents (73.1 % - Figure 6-53) ;
- une variété de préférence de milieu de vie où les proportions sont proches (Figure 6-54), à l'exception des espèces caractéristiques d'un enrichissement (<5 %) ;
- une abondance des déposivores (Tableau 6-46) ;
- une bonne similarité entre les réplicats (62.2 %). Parmi les espèces contribuant principalement à cette similarité et conformément aux analyses sédimentologiques, *Aspidosiphon mullerii*, une espèce du détritique côtier, contribue pour 6.6 % et *Protodorvillea kefersteini* (McIntosh, 1869), espèce de sédiments grossiers, contribue pour 5.4 %.

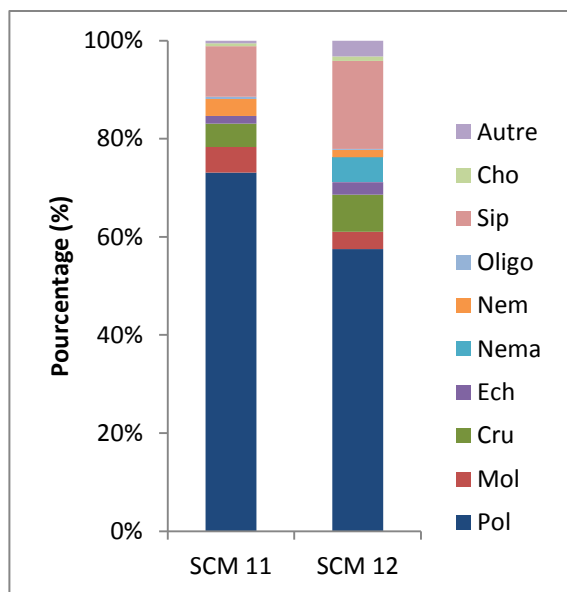


Figure 6-53: Proportions des différents groupes taxonomiques de macrobenthos de substrats meubles présents dans l'échantillon du peuplement de l'Émissaire au cours des campagnes de 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Pol : Polychètes, Mol : Mollusques, Cru : Crustacés et ostracodes, Ech : Echinodermes, Nema : Nématodes, Nem : Némertes, Oligo : Oligochètes, Sip : Sipunculien, Cho : Chordés et Tuniciers, Autres : autres taxons de moindre importance.

Tableau 6-46: Pourcentage moyen des groupes trophiques présents à la station Emissaire au et valeur de l'Indice Trophique cours des campagnes SCM 11 et SCM 12 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

	SCM 11	SCM 12
Suspensivore (%)	13,06	12,98
Détritivore (%)	34,38	44,55
Déposivore (%)	52,46	42,18
Esp Anaérobie (%)	0,10	0,00

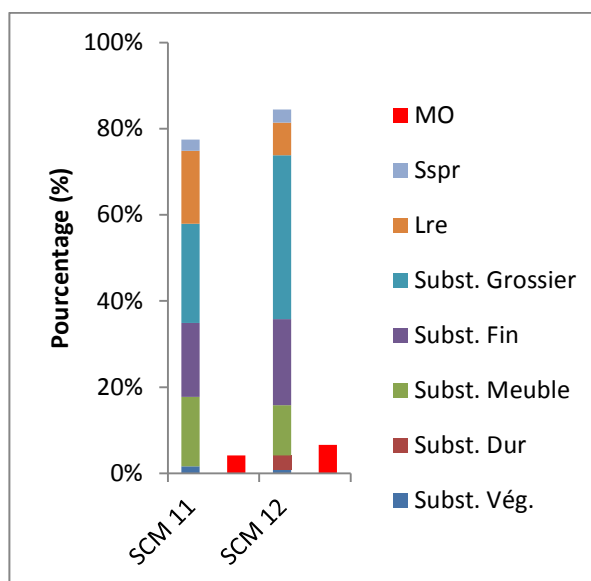


Figure 6-54: Proportions des groupes de macrobenthos de substrats meubles inféodés à certains substrats à la station de l'Emissaire au cours des campagnes de 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Substrat végétal : taxons inféodés aux Algues/Posidonies, Substrat meuble : taxons inféodés au substrat sableux/fond meuble instable, substrat meuble fin : taxons inféodés aux sables fins, sablo-vaseux, vaso-sableux, vase, vase terrigène côtière, substrat Meuble Grossier : taxons inféodés aux sables grossier/gravier, Lre : large répartition géographique, Sspr : taxons Sans signification particulière, Substrat enrichi en MO : taxons inféodés à la matière organique.

Le milieu associé aux peuplements caractérisés ci-dessus est **qualifié** comme bon par le J'MAMBI grâce à un bon AMBI et de bonnes valeurs de richesse, de diversité et d'équitabilité (Tableau 6-47).

Tableau 6-47: Valeur des paramètres utiles à l'identification du statut écologique de l'Emissaire et statut de qualité écologique en 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

	AMBI	Diversité	Richesse	M-AMBI	J'	J'MAMBI	Statut
SCM 11	1,53	5,25	110	0,90	0,77	0,70	Bon
SCM 12	1,42	5,42	135	1,01	0,77	0,78	Bon

Les autres indices calculés donnent les résultats suivants :

- Une perturbation modérée est mise en évidence par les courbes ABC où les courbes de biomasse et d'abondance se superposent et dont l'indice de Clarke est proche de 0 (Figure 6-55).
- Les proportions équivalentes entre les espèces très sensibles à la pollution et indifférentes (groupes I et II) permettent d'obtenir un bon AMBI traduisant une perturbation légère (0.1534 - Figure 6-56).
- Le BENTIX (4.33) et le BOPA (0.027) traduisent la présence d'une perturbation légère en définissant de bons statuts écologiques.
- Le BQI traduit l'absence de perturbation par un excellent statut de qualité écologique. Le pourcentage d'abondance des espèces possédant un $ES(50)_{0,05}$ vaut 69.1 % de l'abondance totale.

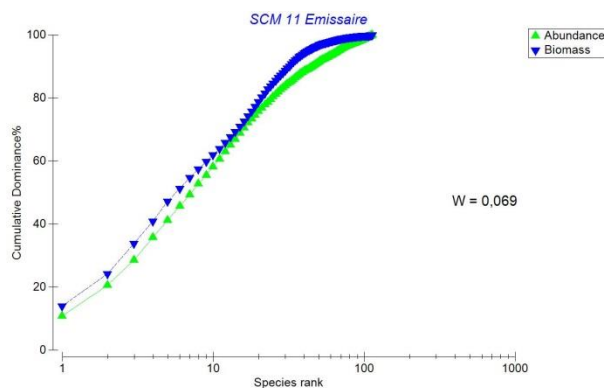


Figure 6-55: Courbes ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 11 à la station Emissaire dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

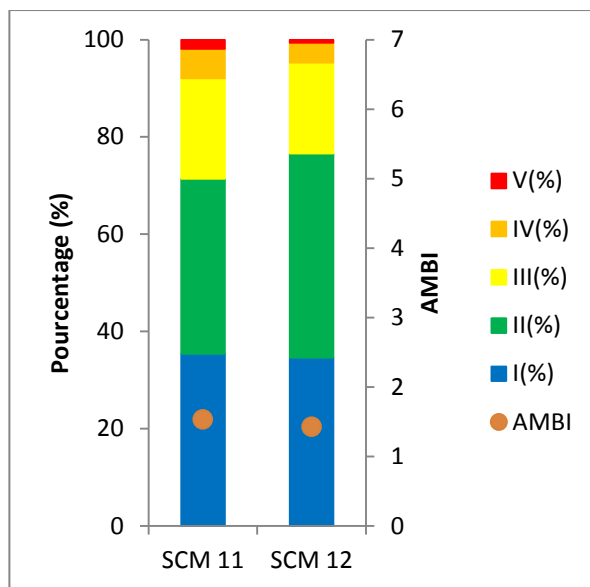


Figure 6-56: Pourcentage des groupes de polluo-sensibilité présents à la station Emissaire et valeur de l'AMBI au cours des campagnes SCM 11 et SCM 12 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. I : groupe d'espèces sensibles, II : groupe d'espèces indifférentes, III ; groupe d'espèces tolérantes, IV : groupe d'espèce opportuniste de 2° Ordre, V : groupe d'espèce opportuniste de 1° Ordre.

Campagne 2012

Tout comme en 2011, l'habitat identifié à cette station, de type sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur, permet le développement de peuplement naturellement riche et diversifié. Par comparaison à ces caractéristiques naturelles, le peuplement échantillonné en 2012, se **caractérise** par une très bonne richesse, une bonne diversité et une bonne équitabilité (Tableau 6-45). Ces valeurs traduisent un assemblage varié et en équilibre. Cette variété d'assemblage est également traduite par les groupes taxonomiques (Figure 6-51) et d'inféodations (Figure 6-52). Les détritivores et les déposivores sont présents en proportions semblables (Tableau 6-46).

La similarité entre réplicats est bonne (52.6 %) avec parmi les principales espèces contribuant à cette similarité, *Aspidosiphon mullerii* et *Protodorvillia kefersteini*, inféodés au détritique côtier et aux sédiments grossiers ainsi que les nématodes pouvant être caractéristiques des milieux grossiers avec présence de matière organique sont à mettre en relation avec le type sédimentaire identifié. Le faible taux de taxons caractéristiques à un

enrichissement est étrange vu les valeurs de MO déterminées dans le sédiment.

La **qualification** écologique du milieu associé aux peuplements caractérisés ci-dessus basée sur le J'MAMBI révèle un bon statut écologique grâce à une bonne valeur d'AMBI associée à une très bonne valeur de diversité et de richesse ainsi qu'une bonne équitabilité (Tableau 6-47).

Les autres indices employés pour évaluer l'efficacité du J'MAMBI donnent les résultats suivants :

- Un déséquilibre est mis en évidence par la superposition des courbes de biomasse et d'abondance ainsi que l'indice de Clarke proche de 0 (Figure 6-57).

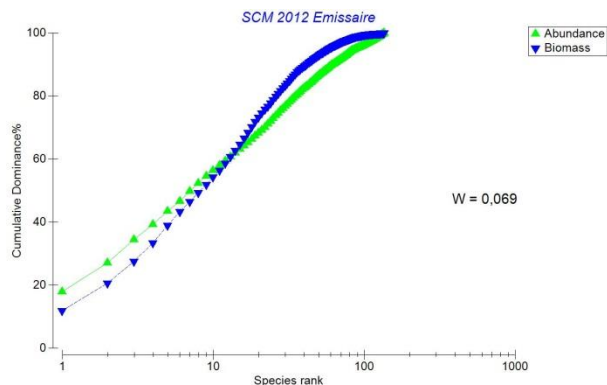


Figure 6-57: Courbes ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 12 à la station Emissaire dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi.

- La bonne valeur d'AMBI (1.424) traduit la présence d'une influence légère malgré les bonnes proportions des espèces des groupes I et II de polluo-sensibilité (Figure 6-56).
- Le BENTIX (4.47) est également traduit par un bon statut écologique et le BOPA (0.018) par un statut excellent.
- Le BQI qualifie le milieu en bon état écologique (15.79). L'abondance des espèces à $ES(50)_{0.05}$ représente 55.3 % de l'abondance totale du peuplement.

Entre les campagnes 2011 et 2012, un changement d'habitat est observé. Néanmoins, malgré l'augmentation des fractions fines et donc l'envasement, il n'y a pas de changement dans le statut de qualité écologique, évalué par le J'MAMBI qui reste bon malgré l'influence d'une légère perturbation mise en évidence. Cette perturbation influence les assemblages macrobenthiques sans pour autant être suffisante que pour entraîner une dégradation du statut de qualité écologique liée à ce peuplement.

▪ L'influence d'un mouillage forain (Gradient de l'Alga)

Cette influence est constituée d'un gradient de trois stations : Alga Proche (Alga P), Alga Moyen (Alga M) et Alga Loin (Alga L). Ces stations ont été échantillonnées au cours des deux campagnes d'échantillonnage.

Les conditions environnementales sont rappelées dans le tableau 6-48.

Tableau 6-48: Principales caractéristiques environnementales des stations du gradient de l'Alga lors de campagne d'échantillonnages 2011 et 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Alga P : Alga Proche ; Alga M : Alga Moyen et Alga L : Alga Loin.

	Alga P 2011	Alga M 2011	Alga L 2011	Alga P 2012	Alga M 2012	Alga L 2012
Profondeur (m)	6,7	18,6	40	8,5	19,2	40,5
Médiane (µm)	397,68	239,67	924,88	374,24	219,77	1677,77
Habitat	SM 0-35	SF 0-35	SG>35	SM 0-35	SF 0-35	SG>35
COT (%)	0,1	0,13	0,83	0,1	0,19	0,88
MO (%)	0,66	0,88	4,35	0,79	1,91	3,1

A chaque station, les caractéristiques sédimentologiques et la profondeur permettent de définir un habitat. Ces habitats varient d'une station à l'autre : à l'Alga Proche, l'habitat est l'habitat de sédiments moyens entre la surface et 35 m de profondeur ; à l'Alga Moyen, il s'agit de l'habitat des sédiments fins entre la surface et 35 m de profondeur et à l'Alga Loin, l'habitat est de type sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur. Ces habitats sont constants au cours des campagnes.

Campagne 2011

Associé à chaque habitat, des conditions de référence populationnelle ont été définies au chapitre 4. Par comparaison à ces conditions de référence, la richesse spécifique ainsi que la diversité est moyenne aux stations de l'Alga Proche et Moyen et bonne à l'Alga Loin. Par contre, l'équitabilité est bonne pour les trois stations (Tableau 6-49).

Tableau 6-49: Principales caractéristiques biocénétiques des stations Alga lors de campagne d'échantillonnage 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi et rappel des conditions de référence pour les habitats considérés. S : Richesse spécifique ; Dens. Moyen. : Densité moyenne ; J' : Indice d'équitabilité de Piélou ; H' : Indice de diversité de Shannon ; Ref. SF 0-35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Fins entre la surface et 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/valeur basse) ; Ref. S Herbier : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments dans un tâche de sables dans l'herbier à Posidonies (XX/YY : valeur haute/valeur basse) ; Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin.

	Ref. SM 0-35	Alga P	Ref. SF 0-35	Alga M	Ref. SG +35	Alga L
S Total	16/37	26	74/0	41	117/0	148
Densité Moyenne (Ind/m ²)		17,41±4,63		48,15±14,50		447,41±74,66
J' Moyen		0,94±0,03		0,90±0,01		0,79±0,04
H' Moyen	4,41/1,95	3,27±0,44	5,18/0	3,92±0,34	5,88/0	5,04±0,20

Les peuplements se **caractérisent** également par :

- Une variété des groupes taxonomiques présents dont les proportions sont significativement différentes à la station Alga Loin par rapport aux deux autres stations ($G_{\text{ajusté}} = 126.41 > \chi^2_{0.05} = 26.30$). En effet, à cette station, les polychètes représentent 80 % du macrobenthos (Figure 6-58) ;
- L'absence d'espèces anaérobies et des proportions similaires des autres groupes trophiques aux stations Alga Proche et Moyen ($G_{\text{ajusté}} = 0.43 < \chi^2_{0.05} = 5.99$) mais différentes de celles de la station Alga Loin ($G_{\text{ajusté}} = 20.44 > \chi^2_{0.05} = 9.49$, Tableau 6-50) ;
- Des similarités entre réplicats variant de 23.6 % à 59.0 %. Des espèces ou taxons associés aux types sédimentaires dominant sont responsables de ces similarités ainsi que des espèces à large répartition écologique :
 - Pour l'Alga Proche, *Thracia phaseolina* (Lamarck, 1818),

- Pour l'Alga Moyen, *Nemertea*, *Hilbigneris gracilis* (Ehlers, 1868),
- Pour l'Alga Loin, *Aspidosiphon mullereri*, *Nemertea*, *Kefersteinia cirrata* (Keferstein, 1862), ...
- Malgré les changements d'habitats, les proportions des préférences de milieu de vie ne sont pas significativement différentes entre les stations ($G_{ajusté} = 6.96 < \chi^2_{0.05} = 26.30$, Figure 6-59).

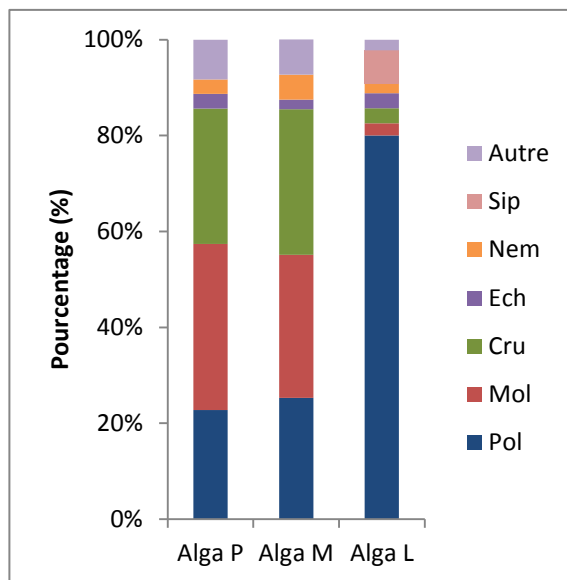


Figure 6-58: Groupes taxonomiques dominant à chaque station échantillonnée au gradient de l'Alga au cours de la campagne 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Alga P : Alga Proche ; Alga M : Alga Moyen et Alga L : Alga Loin. Pol : Polychètes, Mol : Mollusques, Cru : Crustacés, Ech : Echinodermes, Nem : Némertes, Sip : Sipunculien, Autres : autres taxons de moindre importance.

Tableau 6-50: Pourcentage moyen des groupes trophiques présents aux stations Alga au cours de la campagne 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Alga P : Alga Proche ; Alga M : Alga Moyen et Alga L : Alga Loin.

	Alga P	Alga M	Alga L
% Suspensivore	28%	30%	21%
% Détritivore	45%	36%	24%
% Dépositivore	27%	30%	55%
% Esp. Anaérobie	0%	0%	0%

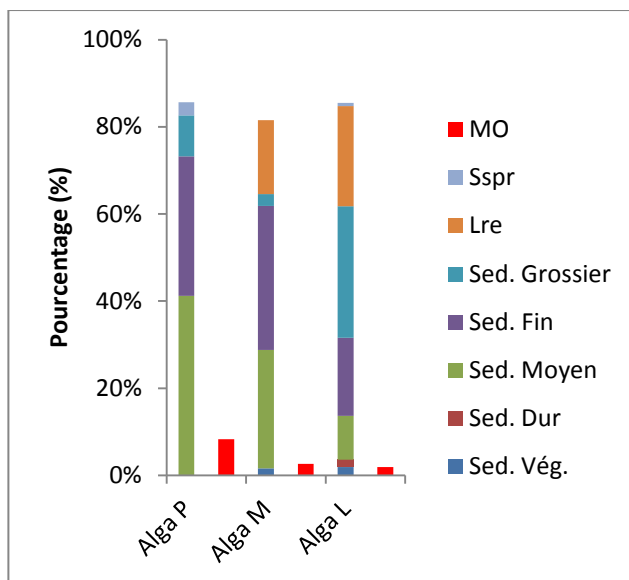


Figure 6-59: Proportions des groupes de macrobenthos de substrats meubles, inféodés à certains substrats aux stations du gradient Alga au cours de la campagne de 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Substrat Vég.: taxons inféodés aux Algues/Posidonies, Sed. Moyen : taxons inféodés au substrat sableux/fond meuble instable, Séd. Fin : taxons inféodés aux sables fins, sablo-vaseux, vaso-sableux, vase, vase terrigène côtière, Sed. Grossier : taxons inféodés aux sables grossier/gravier, Lre : espèce à large répartition écologique, Sspr : taxons Sans signification particulière ; MO : Substrat enrichi en MO - taxons inféodés à la matière organique. Alga P : Alga Proche ; Alga M : Alga Moyen et Alga L : Alga Loin.

Le milieu associé à ces peuplements peut être **qualifié**, via le J'MAMBI, d'excellent à l'Alga Proche, de bon à l'Alga Moyen et à l'Alga Loin (Tableau 6-51).

Tableau 6-51: Valeur des paramètres utiles à l'identification du statut écologique des stations du gradient de l'Alga et statut de qualité écologique en 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Alga P : Alga Proche ; Alga M : Alga Moyen et Alga L : Alga Loin.

Stations	AMBI	Diversité	Richesse	M-AMBI	J'	J'MAMBI	Statut
Alga P	0,783	4,43	26	0,95	0,94	0,90	Elevé
Alga M	1,391	4,61	39	0,85	0,88	0,74	Bon
Alga L	1,13	5,29	146	0,99	0,74	0,73	Bon

Les autres indices calculés donnent les résultats suivants :

- Les courbes ABC et les indices de Clarke montrent des peuplements normaux à moyennement perturbés avec l'augmentation de la distance à la source (Figure 6-60).

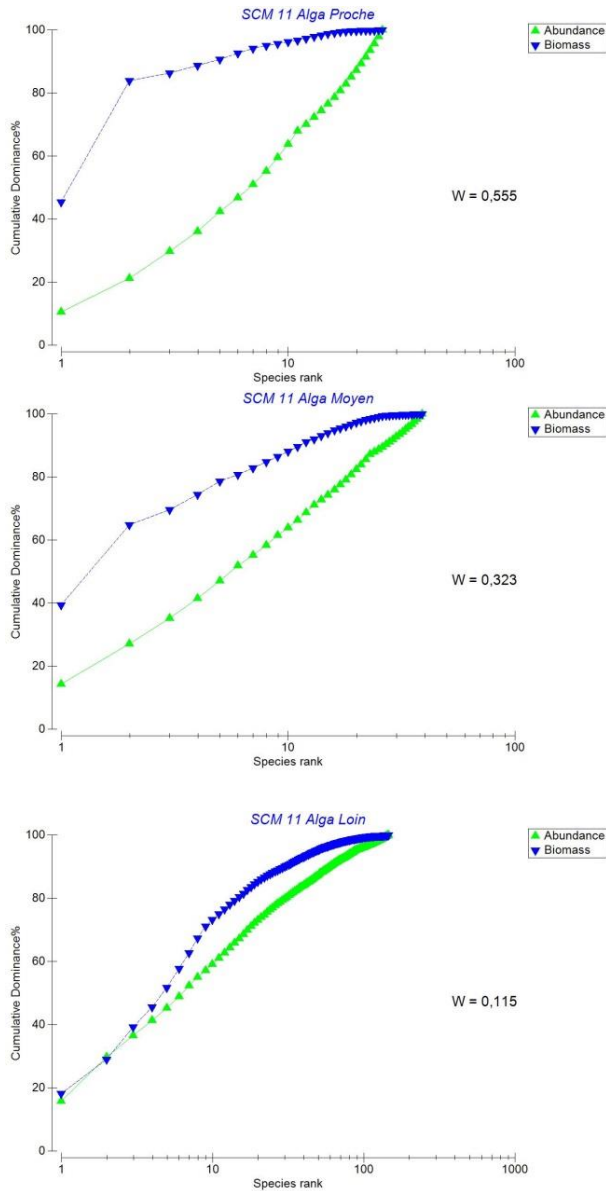


Figure 6-60: Courbe ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 11 aux stations du gradient de l'Alga dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi: Alga Proche (en haut), Alga Moyen (au milieu) et Alga Loin (en bas).

- Malgré l'abondance des espèces sensibles (gr. I) et indifférentes (gr. II) à la pollution, le peuplement de l'Alga Proche est significativement différent de ceux de l'Alga Moyen et Loin ($G_{ajusté} = 28.71 > \chi^2_{0.05} = 15.51$). Les valeurs d'AMBI associées à ces peuplements traduisent des peuplements normaux ou légèrement perturbés (Figure 6-61).
- le BENTIX et le BOPA traduisent des peuplements normaux, avec des valeurs variant respectivement entre 4.62 et 5.16 et entre 0.006 et 0.007.
- Le BQI quant à lui qualifie le milieu d'un statut moyen à l'Alga Proche (11.73), d'un statut bon à l'Alga Moyen (14.38) et d'un excellent statut à l'Alga Loin (22.01). Pour ces trois stations, le pourcentage des abondances des espèces à $ES(50)_{0.05}$ varie entre 46.8 % et 65.4 %.

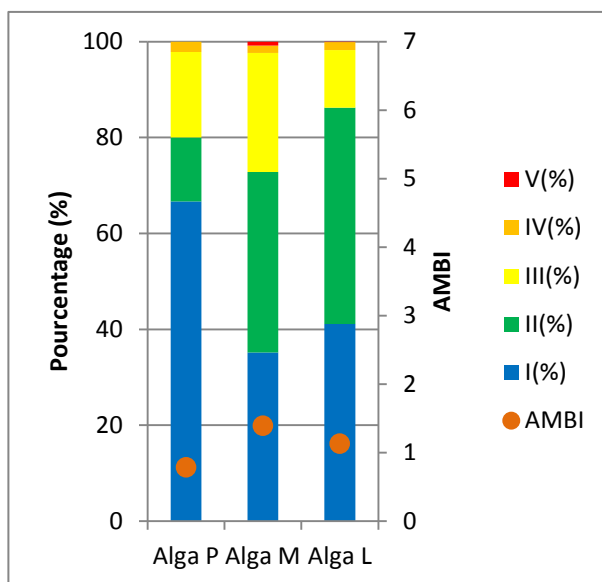


Figure 6-61: Pourcentage des groupes de polluo-sensibilité présents aux stations Alga et valeur de l'AMBI au cours de la campagne 2011 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Alga P : Alga Proche ; Alga M : Alga Moyen et Alga L : Alga Loin. I : groupe d'espèces sensibles, II : groupe d'espèces indifférentes, III ; groupe d'espèces tolérantes, IV : groupe d'espèce opportuniste de 2° Ordre, V : groupe d'espèce opportuniste de 1° Ordre.

Le gradient du mouillage forain de l'Alga ne semble pas perturber fortement son environnement, les statuts de qualité écologique identifiés via le J'MAMBI sont élevé à bon. Une légère perturbation semble influencer quelques peu sans toutefois diminuer la qualité écologique identifiée.

Campagne 2012

Sans grandes modifications des caractéristiques biocénétiques des peuplements échantillonnés le long du gradient du mouillage organisé de l'Alga (Tableau 6-52) par rapport aux résultats de la campagne 2011, des différences existent entre les peuplements des deux campagnes :

Tableau 6-52: Principales caractéristiques biocénétiques des stations Alga lors de campagne d'échantillonnage 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi et rappel des conditions de référence pour les habitats considérés. S : Richesse spécifique ; Dens. Moyen. : Densité moyenne ; J' : Indice d'équitabilité de Pielou ; H' : Indice de diversité de Shannon ; Ref. SF 0-35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Fins entre la surface et 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/valeur basse) ; Ref. SM 0-35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Moyens entre la surface et 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/valeur basse) ; Ref. SG+35 : Conditions de référence pour l'habitat Sédiments Grossiers de plus de 35 m de profondeur (XX/YY : valeur haute/ valeur basse) ; Port P : Port Proche ; Port M : Port Moyen et Port L : Port Loin.

	Ref. SM 0-35	Alga P	Ref. SF 0-35	Alga M	Ref. SG +35	Alga L
S Total	16/37	23	74/0	39	117/0	111
Densité Moyenne (Ind/m ²)		22,59±2,80		47,04±19,45		337,41±8,98
J' Moyen		0,91±0,03		0,89±0,04		0,80±0,02
H' Moyen	4,41/1,95	3,01±0,73	5,18/0	3,74±0,69	5,88/0	4,88±0,10

- La diversité taxonomique est toujours bien existante mais les polychètes sont nettement plus nombreux aux stations de l'Alga Proche et Moyen par rapport à leur proportion en 2011 (Figure 6-62)
- Les proportions des différents modes trophiques varient d'une station à l'autre (Tableau 6-53) : aux stations de l'Alga Proche et Moyen, des proportions proche des détritivores et des déposivores font que ces peuplements sont significativement similaires ($G_{\text{ajusté}} = 0.43 < \chi^2_{0.05} = 5.99$) tandis que l'abondance des déposivores à l'Alga Loin différencie significativement cette station des deux autres ($G_{\text{ajusté}} = 19.43$ et $14.71 > \chi^2_{0.05} = 5.99$).
- Les répartitions significativement similaires des inféodations au milieu de vie ($G_{\text{ajusté}} = 23.77 < \chi^2_{0.05} = 26.30$, Figure 6-63).
- Des similarités entre réplicats variant de 34.6 % à 65.1 % avec des espèces caractéristiques des sédiments de l'habitat et à large répartition écologique :
 - Pour l'Alga Proche : *Paradoneis armata* Glémarec, 1966, ...

- Pour l'Alga Moyen : *Leptocheilia savignyi*, ...
- Pour l'Alga Loin : *Nemertea*, *Aspidosiphon muelleri*, ...

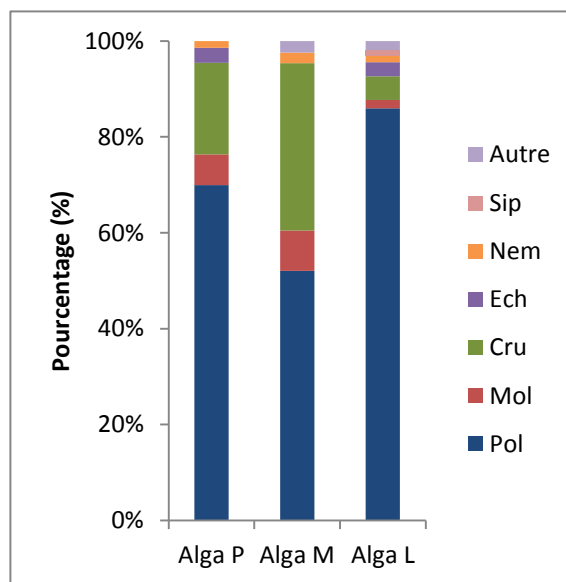


Figure 6-62: Groupes taxonomiques dominant à chaque station échantillonnée le long du gradient de l'Alga au cours de la campagne 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Alga P : Alga Proche ; Alga M : Alga Moyen et Alga L : Alga Loin. Pol : Polychètes, Mol : Mollusques, Cru : Crustacés, Ech : Echinodermes, Nem : Némertes, Sip : Sipunculien, Autres : autres taxons de moindre importance.

Tableau 6-53: Pourcentage moyen des groupes trophiques présents aux stations Alga au cours de la campagne 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Alga P : Alga Proche ; Alga M : Alga Moyen et Alga L : Alga Loin.

	Alga P	Alga M	Alga L
% Suspensivore	8%	7%	7%
% Détritivore	49%	53%	24%
% Dépositivore	43%	40%	70%
% Esp Anaérobie	0%	0%	0%

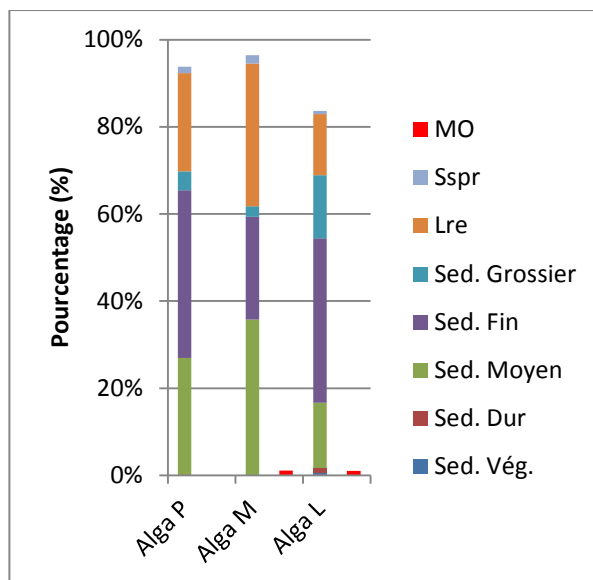


Figure 6-63: Proportions des groupes de macrobenthos de substrats meubles, inféodés à certains substrats aux stations du gradient Alga au cours de la campagne de 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Substrat Vég.: taxons inféodés aux Algues/Posidonies, Sed. Moyen : taxons inféodés au substrat sableux/fond meuble instable, Séd. Fin : taxons inféodés aux sables fins, sablo-vaseux, vaso-sableux, vase, vase terrigène côtière, Sed. Grossier : taxons inféodés aux sables grossier/gravier, Lre : espèce à large répartition écologique, Sspr : taxons Sans signification particulière ; MO : Substrat enrichi en MO - taxons inféodé à la matière organique. Alga P : Alga Proche ; Alga M : Alga Moyen et Alga L : Alga Loin.

Tout comme en 2011, la faible influence de rejet de la station d'épuration perturbe peu les assemblages macrobenthiques permettant de **qualifier** comme bon le statut écologique le long du gradient du mouillage organisé de l'Alga (Tableau 6-54).

Tableau 6-54: Valeur des paramètres utiles à l'identification du statut écologique des stations du gradient de l'Alga et statut de qualité écologique en 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Alga P : Alga Proche ; Alga M : Alga Moyen et Alga L : Alga Loin.

Stations	AMBI	Diversité	Richesse	M-AMBI	J'	J'MAMBI	Statut
Alga P	1,718	3,88	23	0,77	0,86	0,66	Bon
Alga M	1,627	4,48	39	0,82	0,85	0,69	Bon
Alga L	1,648	5,11	110	0,88	0,75	0,67	Bon

Les autres indices donnent les résultats suivants :

- Par rapport à 2011, les courbes ABC et les indices de Clarke mettent en avant une perturbation légère aux stations de l'Alga Proche et Loin (Figure 6-64).

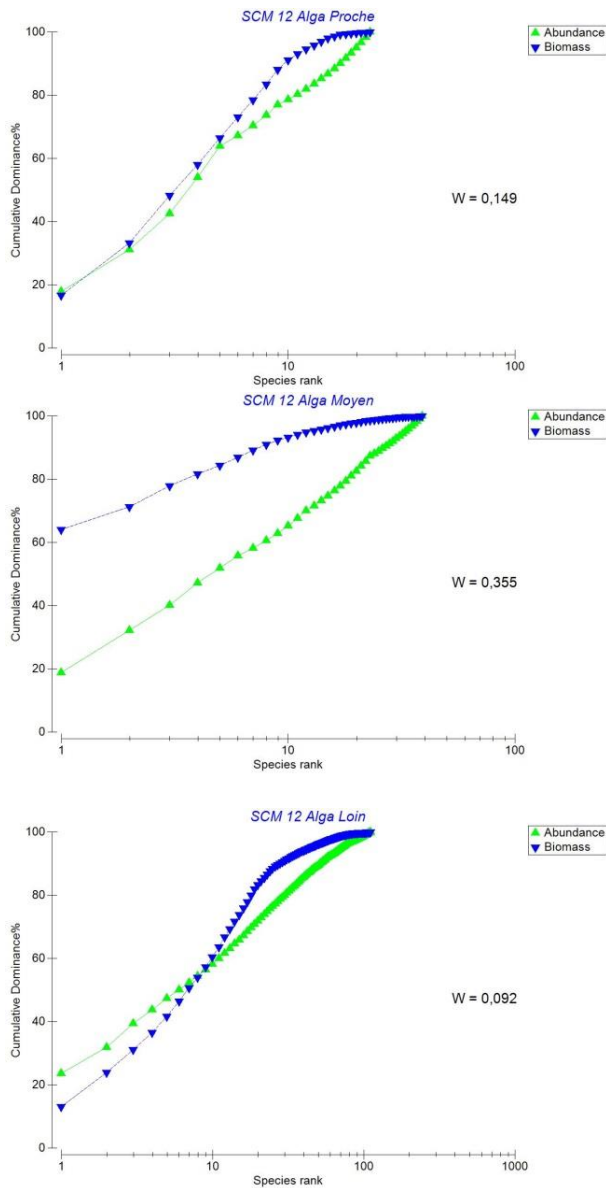


Figure 6-64: Courbes ABC et indice de Clarke au cours de la campagne SCM 12 aux stations du gradient de l'Alga dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi : Alga Proche (en haut), Alga Moyen (au milieu) et Alga Loin (en bas).

- Cette légère perturbation est également mise en évidence par les valeurs d'AMBI. Ces valeurs traduites en bon statut ont des proportions des différents groupes de sensibilité (Figure 6-65) étant significativement similaires ($G_{\text{ajusté}} = 6.16 < \chi^2_{0.05} = 9.49$).
- Le BENTIX qualifie les milieux associés à ces peuplements comme bon à l'Alga Proche (4.34) et à l'Alga Moyen (4.36) et d'excellent à l'Alga Loin (4.97).
- Le BOPA définit un bon statut à l'Alga Proche (0.047) et excellent à l'Alga Moyen (0.010) et à l'Alga Loin (0.013).
- Le BQI qualifie le milieu d'un statut moyen à l'Alga Proche (9.41), d'un statut bon à l'Alga Moyen (12.10) et d'un excellent statut à l'Alga Loin (25.02). Pour ces trois stations, le pourcentage des abondances des espèces à $ES(50)_{0.05}$ varie entre 85.1 % et 39.1 %.

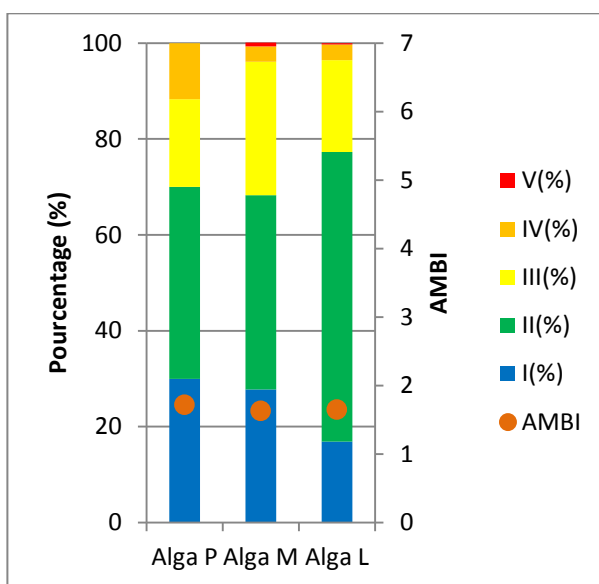


Figure 6-65: Pourcentage des groupes de polluo-sensibilité présents aux stations Alga et valeur de l'AMBI au cours de la campagne 2012 dans le cadre du programme STARE-CAPMED en baie de Calvi. Alga P : Alga Proche ; Alga M : Alga Moyen et Alga L : Alga Loin. I : groupe d'espèces sensibles, II : groupe d'espèces indifférentes, III ; groupe d'espèces tolérantes, IV : groupe d'espèce opportuniste de 2° Ordre, V : groupe d'espèce opportuniste de 1° Ordre.

Au vu des statuts évalués par le J'MAMBI, le mouillage organisé de l'Alga ne semble pas influencer les peuplements macrobenthiques présents le long du gradient envisagés.

Néanmoins, entre les campagnes, un changement de statut à la station Alga Proche est constaté. Ce statut passe d'excellent à bon indiquant l'influence d'une légère perturbation durant la période estivale.

c. L'Application de la suffisance taxonomique

L'application de la suffisance taxonomique fait suite à une caractérisation et une qualification au niveau d'identification taxonomique "espèce" des peuplements macrobenthiques des stations échantillonnées dans le cadre du programme de suivi de la baie de Calvi.

Dans le chapitre 5 relatif au développement de la suffisance taxonomique dans les eaux côtières corses, la principale conclusion est la suffisance de l'identification au niveau taxonomique "famille" pour obtenir des statuts de qualité écologique en bon accord avec les statuts obtenus au niveau taxonomique "espèce". Suite à cette conclusion, seuls les résultats des niveaux identification taxonomique "espèce" et "famille" sont présentés dans le présent chapitre.

En fonction des habitats et du niveau d'identification taxonomique, les différentes valeurs de J'MAMBI (ou EQR) obtenues pour chaque station et au cours des deux campagnes sont reprises dans le tableau 6-55 ainsi que le statut écologique associé.

Tableau 6-55: Valeurs du J'MAMBI et statut écologique associé en fonction du niveau d'identification, pour chacune des stations échantillonnées dans le cadre du programme de suivi de la baie de Calvi.

Stations	Habitat	Espèce		Famille	
		J'MAMBI	Statut	J'MAMBI	Statut
SCM 11 Référence 40 m	SM +35	0,82	Elevé	0,85	Elevé
SCM 12 Référence 40m	SM +35	0,80	Elevé	0,83	Elevé
SCM 11 Référence 20 m	SG 10-35	0,55	Moyen	0,54	Moyen
SCM 12 Référence 20m	SM 035	0,67	Bon	0,59	Moyen
SCM 11 Embouchure Proche	SF 035	0,78	Bon	0,76	Bon
SCM 12 Embouchure Proche	SF 035	0,60	Bon	0,58	Moyen
SCM 11 Embouchure Moyen	SF 035	0,78	Bon	0,74	Bon
SCM 12 Embouchure Moyen	SF 035	0,74	Bon	0,72	Bon
SCM 11 Embouchure Loin	SF +35	0,69	Bon	0,65	Bon
SCM 12 Embouchure Loin	SF +35	0,63	Bon	0,57	Moyen
SCM 11 Aquaculture Proche	SF 035	0,80	Elevé	0,72	Bon
SCM 12 Aquaculture Proche	SF 035	0,76	Bon	0,70	Bon
SCM 11 Aquaculture Moyen	S Herbier	0,49	Moyen	0,51	Moyen
SCM 12 Aquaculture Moyen	S Herbier	0,63	Bon	0,64	Bon
SCM 11 Port Proche	SF 035	0,65	Bon	0,58	Moyen
SCM 12 Port Proche	SF 035	0,51	Moyen	0,48	Moyen
SCM 11 Port Moyen	SF 035	0,78	Bon	0,71	Bon
SCM 12 Port Moyen	SF 035	0,68	Bon	0,62	Bon
SCM 11 Port Loin	SF +35	0,60	Bon	0,57	Moyen
SCM 12 Port Loin	SF +35	0,73	Bon	0,65	Bon
SCM 11 Emissaire	SG +35	0,70	Bon	0,70	Bon
SCM 12 Emissaire	SM +35	0,78	Bon	0,78	Bon
SCM 11 Alga Proche	SM 035	0,90	Elevé	0,78	Bon
SCM 12 Alga Proche	SM 035	0,66	Bon	0,62	Bon
SCM 11 Alga Moyen	SF 035	0,74	Bon	0,71	Bon
SCM 12 Alga Moyen	SF 035	0,69	Bon	0,68	Bon
SCM 11 Alga Loin	SG +35	0,73	Bon	0,65	Bon
SCM 12 Alga Loin	SG +35	0,67	Bon	0,59	Moyen

L'analyse des EQR et des statuts obtenus pour les peuplements de la baie de Calvi suit le schéma suivant :

- Variations générales au niveau de la baie
 - pour les deux campagnes confondues,
 - par campagne ;
- Evolution temporelle des peuplements de chaque station ;
- Evolution spatiale le long des transects ;

Evolution spatio-temporelle le long de ces mêmes transects.

i. Variation générale au niveau de la baie de Calvi

Au niveau de la baie de Calvi, pour les deux campagnes confondues, l'EQR moyen obtenu au niveau d'identification "espèce" vaut 0.70 et celui au niveau de la "famille" de 0.66. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur et associées à un statut écologique bon. La variation entre ces EQR moyens est nettement inférieure à 0.1, valeur arbitrairement admise comme variation importante entre les niveaux et est considérée comme négligeable (Figure 6-63).

En 2011, l'EQR moyen pour l'ensemble de la baie varie entre 0.72 et 0.68. La différence entre ces valeurs moyennes est nettement inférieure à 0.1 et est donc considérée comme négligeable. La même constatation est faite pour 2012 où l'EQR moyen varie entre 0.68 et 0.65 (Figure 6-66).

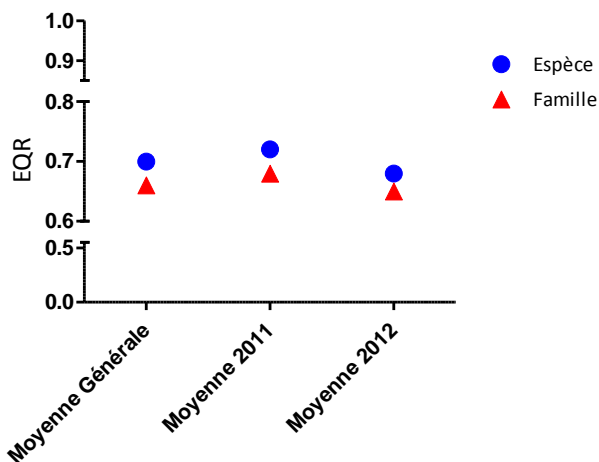


Figure 6-66: EQR Moyen (J'MAMBI) calculé au niveau de la Baie de Calvi, par campagne (2011 et 2012) et sans différence de saison (général) en fonction des niveaux d'identification taxonomique.

La baie présente un bon statut de qualité écologique. Ce statut est constant au cours du temps, même si une très légère diminution des valeurs d'EQR peut être constatée après la saison estivale (EQR de 2012). Les niveaux d'identification taxonomiques mettent en avant les mêmes tendances.

Dans le cas d'un statut moyen au niveau de la baie de Calvi, par campagne ou toutes campagnes confondues, le niveau d'identification "famille" est suffisant pour obtenir un statut écologique identique à celui obtenu au niveau d'identification "espèce".

ii. *Variation individuelle*

Pour chaque station, une comparaison entre les EQR obtenus aux différents niveaux d'identification est effectuée. Comme chaque saison est échantillonnée de manière unique il n'est pas possible de réaliser des tests statistiques. Par contre, pour l'ensemble des stations, des corrélations pourront être calculées.

Individuellement, pour l'ensemble des stations, à l'exception de la station Alga Proche en 2011, les niveaux d'identification taxonomique "espèce" et "famille" donnent des valeurs d'EQR proche où les différences entre les niveaux sont inférieures à 0.1 (Figure 6-67). Cela entraîne, pour une majorité de stations, un statut de qualité écologique équivalent ou proche de part et d'autre d'un seuil de qualité.

Pour l'ensemble des stations et pour les deux saisons confondues, la corrélation est bonne et significative entre les niveaux d'identification "espèce" et "famille" ($r^2 = 0.83$; Test de Spearman, $n = 28$, $r = 0.96$, $p\text{-value} < 0.0001$, $\alpha = 0.05$).

En 2011, pour l'ensemble des stations, la corrélation est bonne et significative entre les niveaux d'identification "espèce" et "famille" ($r^2 = 0.85$; Test de Spearman, $n = 14$, $r = 0.94$, $p\text{-value} < 0.0001$, $\alpha = 0.05$).

En 2012, cette corrélation est également bonne et significative entre les niveaux d'identification "espèce" et "famille" ($r^2 = 0.85$; Test de Spearman, $n = 14$, $r = 0.91$, $p\text{-value} < 0.0001$, $\alpha = 0.05$).

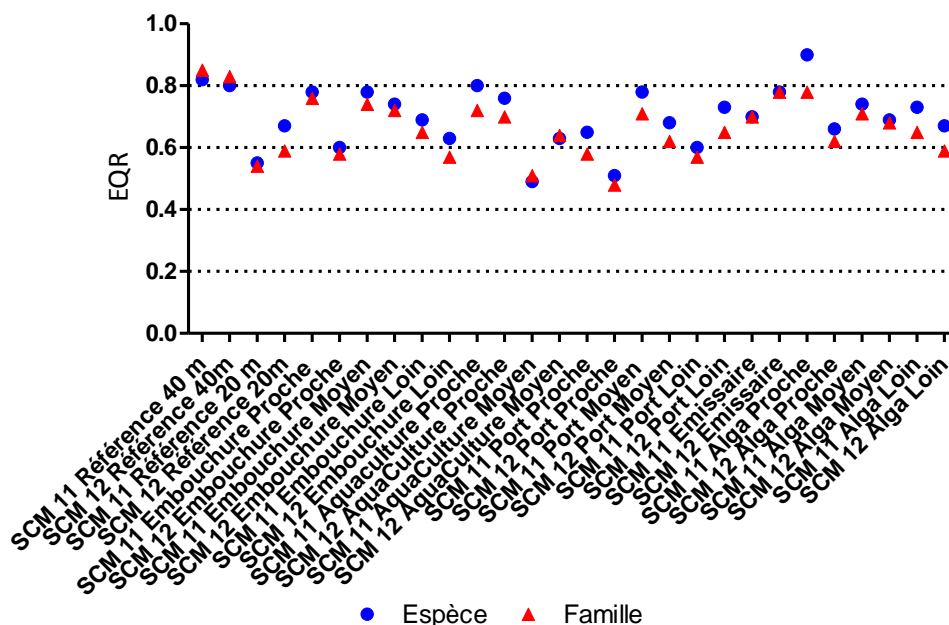


Figure 6-67: Valeurs des EQR (J'MAMBI) définies à chaque station pour chaque campagne en fonction du niveau d'identification taxonomique.

Même si les corrélations et tests effectués sur l'ensemble des données sont bonnes et mettent en avant des relations significatives entre les valeurs d'EQR, il est possible d'observer des changements de statut de qualité écologique entre le niveau d'identification "espèce" et celui de la "famille". Sur l'ensemble des 28 prélèvements, un accord moyen existe entre les statuts de qualité écologique défini au niveau des identifications "espèce" et "famille" (Kappa = 0.51 pour 75 % de stations assignées dans une même classe de qualité). Basée sur un petit nombre de peuplements, il semble y avoir une légère perte de précision dans les qualités écologiques identifiées lorsque le niveau d'identification "famille" est envisagé.

Donc malgré des valeurs d'EQR significativement corrélées entre les niveaux d'identification "espèce" et "famille", les statuts associés sont en accord moyen. Néanmoins, sur base des EQR, il est quand même envisageable que le niveau d'identification taxonomique "famille" soit considéré suffisant dans le cadre d'un suivi de peuplement macrobenthique.

Pris individuellement, le niveau d'identification "famille" semble suffisant. Mais qu'en est-il de l'évolution temporelle ? Ou de l'évolution de la qualité le long du transect ? Les variations suivent-elles les mêmes tendances ?

iii. Evolution temporelle

L'évolution temporelle de la qualité écologique d'une station est obtenue par comparaison des valeurs d'EQR obtenus entre les campagnes. Cette évolution est uniquement descriptive car elle se base sur deux campagnes d'échantillonnage de chaque peuplement.

Pour chaque station, l'évolution positive ou négative des valeurs d'EQR entre les saisons suit les mêmes tendances entre les différents niveaux d'identification envisagés (Figure 6-64). Les variations entre l'EQR du niveau d'identification "espèce" et celui du niveau d'identification "famille" sont inférieures à 0.1 et donc considérées comme négligeables. La seule exception est les variations obtenues à l'Alga Proche 2011 entre l'"espèce" et la "famille" mais il faut rappeler que les conditions de référence associées à l'habitat identifié à cette station sont à prendre avec précautions. Il est donc préférable actuellement de ne pas tenir compte de cette station.

Pour un suivi temporel de peuplements macrobenthiques, le niveau d'identification taxonomique "famille" semble être suffisant.

iv. Evolution spatiale

Deux cas de figure sont présentés dans l'évolution spatiale : (1) les stations d'une même distance à la source sont confondues et (2) chaque influence est considérée individuellement. Considérer les trois influences confondues permet d'avoir une vue d'ensemble au niveau de la zone sous influence anthropique tandis que considérer les influences individuellement permet de voir l'impact de chacune d'entre elles.

Pour les trois influences confondues, les différences d'EQR générale entre les stations proches et moyennes et entre les stations moyennes et lointaines sont proches de 0 quelques soit les niveaux d'identification envisagés (Figure 6-68). Par campagne (2011 et 2012), les variations d'EQR sont également proches de 0 (Figure 6-68). Les tendances sont similaires.

Pour une vue générale, en fonction des saisons, la limitation au niveau taxonomique "famille" semble suffisant pour montrer l'évolution de la différence d'EQR le long des transects d'influences.

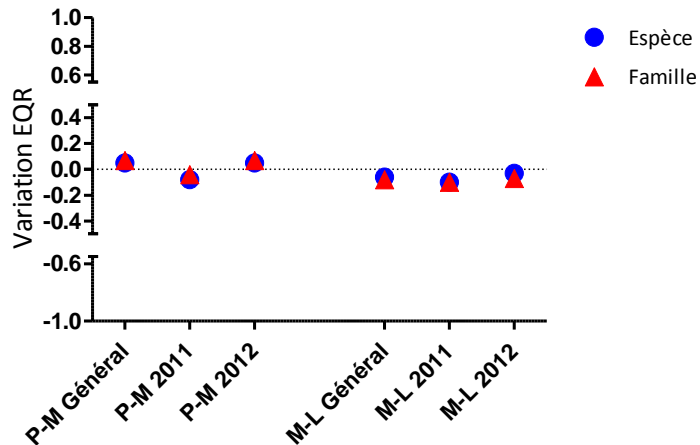


Figure 6-68: Différence moyenne d'EQR au niveau des transects sous influences anthropiques dans la baie de Calvi pour les campagnes 2011 et 2012 couplées (Général) et prises individuellement en fonction des niveaux d'identification taxonomique. P-M : différence entre la valeur Porche et la valeur Moyen. M-L : différence entre la valeur Moyen et la valeur Loin.

Pour chaque influence prise en compte individuellement, les variations d'EQR P-M et M-L sont équivalentes quel que soit le niveau d'identification envisagé, proche de 0 pour les résultats des deux campagnes considérées ensemble ou séparément (Figure 6-69). Les différences de variations entre les niveaux "espèce" et "famille" sont inférieures ou juste égales à 0.1, valeur arbitrairement admise comme variation importante entre les niveaux. Ces deux niveaux d'identification taxonomique donnent donc des évolutions spatiales d'EQR équivalentes.

Donc pour une évolution spatiale, le niveau d'identification "famille" est suffisant pour obtenir des EQR et variations d'EQR équivalentes à ceux et celles identifiés au niveau d'identification "espèce".

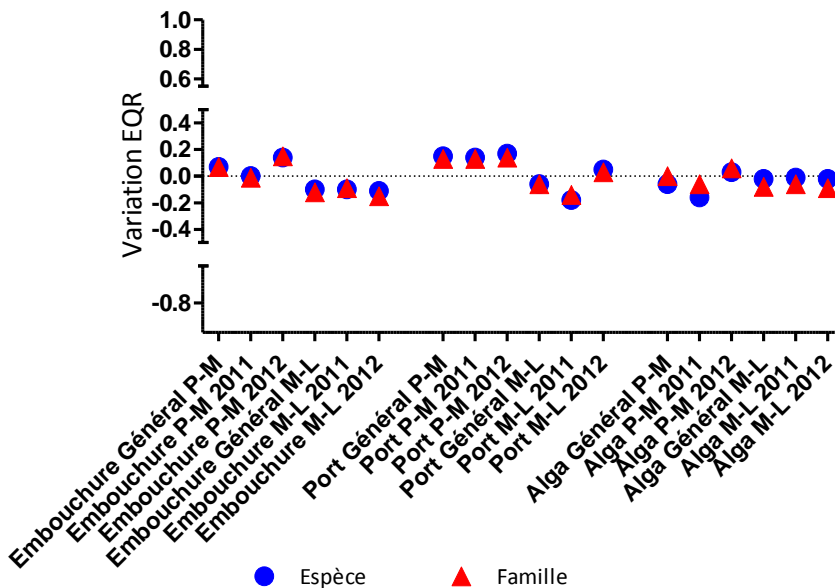


Figure 6-69: Différence moyenne d'EQR au niveau des transects sous influence anthropique de l'Embouchure, de mouillage organisé (Port) et de mouillage forain (Alga), pour les campagnes 2011 et 2012 couplées (Général) et prises individuellement en fonction des niveaux d'identification taxonomique. P-M : différence entre la valeur Porche et la valeur Moyen. M-L : différence entre la valeur Moyen et la valeur Loin.

v. *Evolution Spatio-temporelle*

Une comparaison entre les variations d'EQR entre distances et années (Figure 6-69) permet d'évaluer l'évolution spatio-temporelle le long du transect. Il n'y a pas de différences probantes entre les variations d'EQR calculés avant saison estivale (2011) et après saison estivale (2012).

Le niveau d'identification "famille" semble être suffisant pour évaluer l'évolution spatio-temporelle de peuplements macrobenthiques.

4. Discussion

Depuis de nombreuses années, la baie de Calvi est une zone d'étude pour bon nombre de compartiments physiques, chimiques ou biologiques. Mais ce n'est que récemment que l'étude du macrobenthos de substrats meubles fait partie des compartiments régulièrement suivis. Ce nouveau suivi permet d'appliquer la méthodologie développée au cours de ce travail que le but soit fondamental ou appliqué.

Dans le but de l'étude fondamentale des peuplements macrobenthiques échantillonnés en baie de Calvi, une identification à l'espèce est nécessaire et le statut de qualité écologique en découlant est défini. Sur base des indices couramment calculés, AMBI, BENTIX, BOPA ou M-AMBI sans considération d'habitats, les peuplements macrobenthiques échantillonnés dans la baie de Calvi qualifient le milieu de statuts écologiques bons à excellents. Pour rappel, l'AMBI et ses dérivés (le BENTIX et le M-AMBI) sont basés sur des proportions de groupes de sensibilité à la pollution. Il est cependant possible que certains organismes aient des sensibilités régionales variables ou liées au stade de développement du macrobenthos non considérées dans le listing proposé. Néanmoins, ces indices sont parmi les plus utilisés et les plus "sures" selon Borja *et al.* (2015). Quant au BOPA, il est basé sur un rapport polychètes opportunistes-amphipodes. Par contre, les résultats obtenus à l'aide du BQI, seul indice qualifiant la baie de Calvi par des statuts moyens à excellents et basé sur des valeurs de sensibilité, sont à prendre uniquement à titre indicatif car les conditions d'emploi (Dimitriou *et al.*, 2012) ne sont pas obtenues pour la majorité des stations.

En revanche, le calcul du J'MAMBI, tenant compte des caractéristiques macrobenthiques des habitats et de calcul robuste pour la majorité des stations, qualifie plus finement le statut écologique lié aux peuplements échantillonnés dans la baie comme moyen, bon et excellent.

Mais, avant de discuter des résultats obtenus à l'aide du J'MAMBI, il faut rappeler que ce dernier emploie des valeurs de référence, liées à l'habitat. Pour identifier des habitats, différents moyens existent, basés uniquement sur un facteur physique, comme la nature des fonds sédimentaires pour les habitats LIMA identifiés par analyse sonar (Figure 6-70, BRGM, 2001) ou sur des relations plus complexes entre les assemblages macrobenthiques et les facteurs environnementaux, comme ceux développés au cours de ce travail. Cette différence de définition entraîne l'identification d'habitats non comparables. Par exemple, l'Aquaculture Proche est positionnée dans un herbier continu de posidonies par l'étude du BRGM (2001) tandis que cette station se trouve dans une tâche de sable dans l'herbier pour la présente étude. L'Alga Loin se caractérise au cours de ce travail par un sédiment grossier et non par un sédiment sablo-vaseux identifié au cours de la précédente étude.

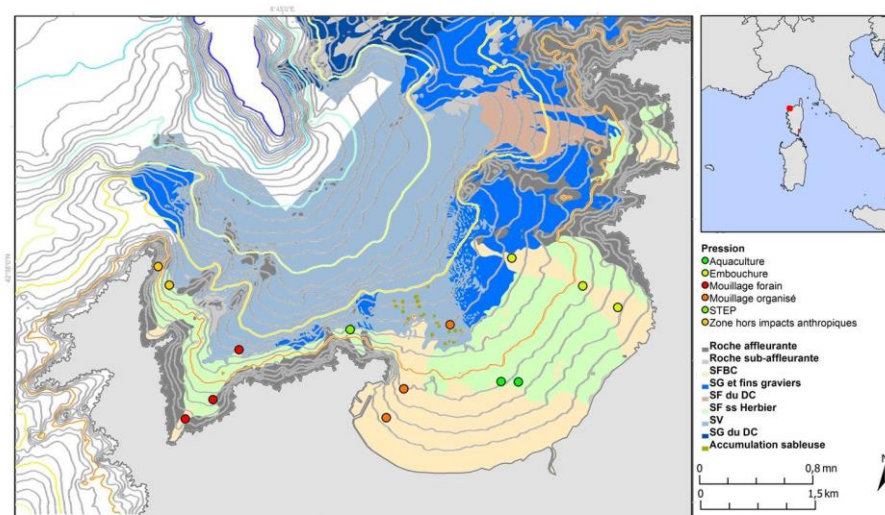


Figure 6-70: Habitat sédimentaire défini lors du programme LIMA (BRGM, 2001)

Sept habitats sur les huit identifiés sur le pourtour corse au cours de cette étude se retrouvent en baie de Calvi, confirmant la haute variabilité naturelle des fonds côtiers. Entre les campagnes, la majorité des stations ont un sédiment dont les caractéristiques sédimentaires ne présentent pas de différences notables entraînant une constance dans les habitats identifiés. Cette constance dans le type sédimentaire laisse supposer l'existence d'un milieu en équilibre qui doit être confirmé par les prélèvements futurs. Néanmoins, trois stations sur les 14 suivies présentent un changement sédimentologique entre 2011 et 2012. Dans ces trois stations, l'Aquaculture Moyen ne change cependant pas d'habitat à savoir tâche de sables dans l'herbier. Le changement sédimentaire est certainement lié au changement de site. Par contre, concernant les deux autres stations présentant un changement sédimentaire, la Référence 20 m et l'Émissaire, une diminution de la fraction gravière et un affinement des sédiments sont responsables d'un changement d'habitat. A l'émissaire, cet envasement progressif se fait sentir depuis plusieurs années. En effet, depuis 1992, date de l'étude en vue de l'implantation de rejet (Bay, 1992), la médiane granulométrique diminue, passant de 1500 μm en 1992 à 417.42 μm en 2012. De plus, cette diminution est graduelle, la valeur observée en 2011 (1155.9 μm) est proche de celle identifiée en 2006, date de l'état zéro, 1055.3 μm (Pelaprat *et al.*, 2006). A la Référence 20 m, ce changement peut être lié à une hétérogénéité naturelle du

site. Actuellement, seuls ces deux stations, situées chacune à une extrémité de la baie de la Revellata, changent d'habitat. Est-ce lié à une évolution naturelle de la baie ? Seuls les prélèvements futurs permettront de répondre à cette question.

Avant d'arriver à la qualification écologique, un peuplement macrobenthique, tout comme n'importe quel peuplement, peut être caractérisé à l'aide de paramètres couramment étudiés. Par exemple, au niveau humain, la caractérisation d'un peuplement peut prendre en compte les âges, les sexes, les origines (caucasienne, asiatique, indienne d'Amérique, ...), les régimes alimentaires, les niveaux de formation professionnelle.... Pour le macrobenthos, la caractérisation populationnelle prend généralement en considération les groupes taxonomiques, les groupes trophiques, les préférences de milieu de vie ou les sensibilités à la pollution.

Cette caractérisation est une vision du peuplement à un instant précis. Elle est donc en constante variation même si l'environnement reste stable. En effet, un peuplement humain évolue au cours de l'année en fonction des naissances, des décès, des déménagements, Il en est de même pour les peuplements macrobenthiques qui se modifient au cours de l'année en fonction de leurs cycles naturelles comme les périodes de reproduction, de recrutement ou ceux des prédateurs. Ces diverses périodes peuvent expliquer les changements dans les proportions détectées à chacune des stations suivies au cours de cette étude.

De nos jours, dans nos villes cosmopolites et aux structures architecturales variées, il existe naturellement un mélange humain entraînant l'absence exclusive de certaines caractéristiques. Cette absence exclusive existe pareillement au niveau des peuplements macrobenthiques où le continuum sédimentaire et la profondeur (équivalents aux structures architecturales humaines) sont en partie responsables des caractéristiques populationnelles.

Mais par rapport aux peuplements humains, les caractéristiques macrobenthiques ne sont pas comparables entre les saisons car certains phénomènes se produisent périodiquement au cours de l'année. Cette constatation est bien mise en évidence par la dissimilarité des peuplements de chaque station entre 2011 et 2012 où un certain nombre de taxons sont

présents dans les prélèvements printaniers et absents des prélèvements automnaux ou inversement. Cette cyclicité est confirmée par l'absence d'abondances fortes dans les espèces participantes aux dissimilarités calculées et à la valeur de l'équitabilité proche entre les deux saisons.

Toutefois, grâce à certaines caractéristiques populationnelles, les peuplements macrobenthiques sont utilisés pour qualifier écologiquement le milieu. Cette qualification est réalisée par l'intermédiaire du J'MAMBI qui, grâce aux conditions de référence nécessaires à son calcul, tient compte des particularités populationnelles de chaque habitat. Les statuts de qualité écologique en dérivant sont donc comparables.

Après ces quelques précisions, il est possible de revenir à la discussion des résultats obtenus à l'aide du J'MAMBI.

Comme dit précédemment, en baie de Calvi, chaque peuplement échantillonné qualifie le milieu d'un statut écologique moyen, bon ou excellent. Après la saison estivale, seules trois stations présentent une dégradation du statut écologique et une station montre une amélioration de la qualité écologique définie. Les hypothèses explicatives de ces changements de qualité sont différentes d'une station à l'autre. Les zones de mouillages (Alga Proche et Port Proche) sont nettement plus fréquentées en été qu'en hiver (Chery et Lejeune, 2010; Couture, 2013; Jousseume *et al.*, 2013; Michel *et al.*, 2013). De plus, le mouillage organisé est uniquement installé durant la période estivale. Ces fréquentations plus élevées et directement liées aux apports anthropiques indirects sont certainement à l'origine de la dégradation de qualité écologique au niveau des stations sources des mouillages. Cependant, les mauvaises conditions météorologiques hivernales permettent un bon nettoyage des zones soumises à influences durant les mois estivaux.

Quant à la ferme marine de Spano, la faible production annuelle, la faible dégradation estivale et les conditions environnementales favorables (courant constant et nettoyages hivernaux des fonds sous les cages) permettent de garder une bonne qualité écologique sous et à proximité de la ferme marine. En effet, cette ferme marine possède une des plus petites productions corses, 60 Tonnes/an (Mare & Stagni Corsi, 2008). Et, depuis les premiers suivis en 2007/2008 (Chery *et al.*, 2009), la qualité écologique sous les cages s'est

améliorée en passant de moyen à bon pour l'échantillonnage d'après saison estivale.

Par contre, la situation écologique s'améliore et devient bonne à la station Référence 20 m. Est-ce lié au changement d'habitat ? Ou est-ce une évolution naturelle ? En effet, les habitats identifiés en 2011 et en 2012 sont des habitats naturellement pauvres mais la diversité du peuplement 2012 est excellente par rapport à celle de 2011. Malgré le fait que les conditions de référence définies pour ces deux habitats sont basés sur un petit nombre de stations et que les valeurs calculées sont de la sorte à prendre avec précautions, les proportions des groupes I et II à la pollution se modifient dans le sens d'une amélioration de la qualité. Seuls les prélèvements futurs permettront de confirmer les tendances évolutives.

Pour chaque campagne d'échantillonnage, la valeur générale d'EQR de la baie est associée à un bon statut de qualité écologique, même si des influences se font sentir très légèrement après la saison estivale comme montré précédemment par changement de statut mais également par chutes de valeurs d'EQR. En effet, des différences existent entre les périodes d'échantillonnage. Est-ce lié à la variation naturelle des peuplements macrobenthiques ? Ou est-ce une modification progressive de la situation le long d'un gradient d'influence ou générale de la Baie ? En fonction de l'influence anthropique considérée, les hypothèses explicatives sont diverses.

Au niveau de l'influence du Fume Seccu et de la Figarella, malgré des statuts de qualité écologique bons, la diminution des valeurs d'EQR peut mettre en avant l'action d'une influence agissant sur les peuplements macrobenthiques et sur l'ensemble du gradient des stations échantillonnées. L'influence majeure au niveau de ce gradient est liée à l'apport venant du bassin versant, de son lessivage induit par la pluviosité et la fonte printanière des neiges ainsi qu'à la vitesse du courant. La pluviosité est plus importante en hiver qu'en été, caractéristique d'un régime hydrographique pluvial méditerranéen (Moneglia et Pastinelli, 2010, 2013; 2013). Ces apports fluviaux printaniers semblent influencer les peuplements le long du gradient. Par contre, la période estivale favorise la récupération du milieu des zones profondes tout en diminuant la richesse et la diversité en zone peu profonde. En 2011 et en 2012, les proportions des groupes de polluo-sensibilité I et II constituent pratiquement

80 % des peuplements (Figures 6-30 et 6-34). Par contre, leurs proportions respectives varient entre les saisons. Ces légères modifications associées à des richesses spécifiques plus faibles après la saison touristique, pour un habitat de sédiments fins naturellement riche, peuvent induire des chutes dans les valeurs des EQR de chaque station (Tableau 6-26 et 6-29).

La dernière influence, celle de la station d'épuration de Calvi est particulièrement intéressante car, à l'Emissaire, la valeur d'EQR augmente entre 2011 et 2012. En hiver 2011, le principe d'épuration de la station, par traitement physico-chimique a été complété par un système bactérien (Eau de France, 2015). L'ajout de cette étape d'épuration ne peut avoir qu'une action positive sur la qualité des eaux rejetées car les débits et les quantités rejetées sont constants au cours de l'année. En effet, les études antérieures réalisées à cette station, en 1992 et 2006 (Bay, 1992; Pelaprat *et al.*, 2006), montrent un statut écologique moyen. Ce statut devient bon à partir de 2011 et tend même vers l'excellent en 2012 grâce à l'augmentation de la valeur d'EQR.

Au regard des résultats obtenus à l'aide du J'MAMBI, ces faibles variations entre les périodes d'échantillonnage confirment une faible influence humaine dans la baie de Calvi, faible influence également montrée par d'autres indicateurs suivis comme la posidonie (Gobert *et al.*, 2009) ou les métaux traces (Richir *et al.*, 2015). Et, comme montré précédemment, ces influences ne sont généralement pas suffisantes pour agir fortement sur les assemblages macrobenthiques au point de modifier la qualité écologique.

Après cette discussion de l'aspect fondamental du suivi de la baie, l'aspect appliqué en vue d'un diagnostic écologique facilité peut être abordé.

Cet aspect appliqué vise à employer une identification taxonomique au niveau "famille" tout en gardant le calcul du J'MAMBI tenant compte des caractéristiques populationnelles liées aux habitats.

Au niveau d'identification "espèce", comme déjà mentionné, les différents peuplements traduisent une qualité écologique rarement moyenne, généralement bonne et excellente. Les mêmes constatations sont faites au niveau de la "famille". Dans le cas d'un suivi global et/ou de points isolés, la valeur d'EQR obtenue au niveau d'identification taxonomique "famille" est suffisante pour traduire la qualité identifiée à l'"espèce". En effet, au niveau de

l'Émissaire par exemple, la qualification liée à une identification à l'"espèce" donne un statut bon en 2011 tendant vers l'excellent en 2012. La qualification liée à une identification à la "famille" donne un statut équivalent à celui de l'"espèce" en 2011 et en 2012, avec les mêmes tendances évolutives.

Actuellement, le niveau d'identification taxonomique "famille" associé au calcul du J'MAMBI est donc suffisant dans le cadre du suivi de la baie de Calvi. Contrairement au BOPA, testé dans les eaux oligotrophes de l'archipel des Canaries, qui réagit aux effets des influences anthropiques uniquement lorsque ces dernières sont importantes (zone portuaire) (Riera et de-la-Ossa-Carretero, 2014), le J'MAMBI réagit au niveau "famille" sur des stations soumis à de faibles influences anthropiques et en condition d'oligotrophie. Donc, même avec une identification taxonomique autre que l'"espèce", le J'MAMBI montre une sensibilité plus grande par rapport aux autres indices.

Une autre étude existe actuellement où le niveau d'identification taxonomique "famille" est appliqué au M-AMBI (Forde *et al.*, 2013). Elle montre la robustesse de l'agrégation dans l'identification du statut de qualité écologique dans trois zones européennes bien connues où le M-AMBI a été développé (les estuaires de Bandon et de Belgooly ainsi que leurs ports en Irlande ; le champ pétrolier de EkoFisk en Norvège ; la zone de rejet des boues d'épuration de Clyde en Ecosse). Pour ces larges zones, les conclusions tirées par ces auteurs sont similaires à celles du présent travail où pour une vue d'ensemble dans une zone, il est suffisant d'identifier les organismes au niveau de la "famille" sans tenir compte du niveau des perturbations. De plus, dans ce travail, cette même conclusion de suffisance est valable pour chaque station prise individuellement.

Le niveau d'identification de cette étude est également en accord avec les conclusions des études recherchant la suffisance taxonomique par MDS (e.g. : Warwick, 1988; James *et al.*, 1995; Somerfield et Clarke, 1995; Olsgard *et al.*, 1997; Narayanaswamy *et al.*, 2003; Terlizzi *et al.*, 2003; Ajmal Khan, 2006; Tataranni *et al.*, 2009; Mueller *et al.*, 2013).

L'évolution le long d'un transect et les variations entre EQR n'ont quant à elles pas été abordées au cours des différentes études publiées abordant la suffisance taxonomique. Ce nouveau type de renseignement permet de mettre en évidence les tendances évolutives le long d'un gradient par rapport à une

source spatiale ou temporelle. Dans les deux cas, les différences de valeurs de qualités écologiques déterminées aux niveaux d'identification taxonomique "espèce" et "famille" évoluent dans les mêmes sens. Donc, pour ces suivis spatiaux et temporels, le niveau d'identification "famille" est suffisant.

Afin de compléter ces résultats, Il serait intéressant d'analyser des données associées à de plus longues séries spatiales ou temporelles. Ces analyses sont prévues dans le cadre du programme STARE-CAPMED.

5. Conclusion

Au niveau de la baie de Calvi, les conditions environnementales et écologiques sont actuellement stables dans la majorité des endroits. Ces résultats sont valables quel que soit le niveau d'identification envisagé (espèce, famille).

Donc, dans le cas du suivi routinier de la baie, le niveau d'identification "famille", associé au calcul du J'MAMBI est suffisant pour définir la qualité écologique d'un site. L'association de ces deux notions permet de définir le "Benthic Methodology Simplification" ou BeMSi, méthodologie développée au cours de ce travail permettant un diagnostic écologique facilité et une réponse rapide aux décideurs et gestionnaires.

Chapitre 7 : Discussion et Conclusion générales



1. Discussion générale

Depuis plus d'un siècle, les écosystèmes sont étudiés et suivis. Une des conséquences de ces études est la mise en évidence de l'influence humaine grâce à l'emploi de bio-indicateurs. Parmi ceux-ci, le macrobenthos de substrats meubles possède des caractéristiques exploitées dans le calcul d'indice biotique. Un des plus courant, le M-AMBI (Muxika *et al.*, 2007), est reconnu habitat dépendant en zone estuarienne mais peu d'informations liées à son emploi en relation avec l'habitat sont disponibles en zone côtière. Pour pallier à ce manque en zone côtière, l'identification des habitats présents sur le pourtour Corse et leurs caractérisations macrobenthiques sont réalisées au cours de ce travail.

La plupart des indices biotiques nécessitent une identification au niveau taxonomique "espèce" ce qui entraîne des études longues et fastidieuses (Maurer, 2000; Boero, 2001; Terlizzi *et al.*, 2003). Différents moyens de facilitation ont été recherchés au cours du temps dont la suffisance taxonomique (Ellis, 1985) retenue dans le cadre de cette étude.

Ce travail par la mise au point du BeMSi ("Benthic Methodology Simplification") qui couple l'emploi des caractéristiques populationnelles des habitats et la suffisance taxonomique, permet de gagner du temps et d'avoir des résultats adaptés aux conditions naturelles de vie des organismes macrobenthiques.

Par ailleurs, cette méthodologie permet également de répondre à une demande des décideurs et gestionnaires commanditant des études environnementales. En effet, le gain de temps pour obtenir le statut de qualité écologique avec le BeMSi peut permettre aux décideurs une action plus rapide sur le milieu et par conséquent entraîner une réduction des coûts.

Le choix d'effectuer ce travail sur les peuplements macrobenthiques des eaux côtières corses est lié à la présence de la station de recherches sous-marines et océanographiques, STARESO et de leurs nombreuses études effectuées sur le pourtour insulaire. En effet, lors des études environnementales abordant une diversité de perturbations anthropiques réalisées par les équipes starésiennes, les qualifications écologiques obtenues par l'analyse des peuplements macrobenthiques et le calcul des indices biotiques classiques définissent

rarement des statuts concordants aux caractéristiques des peuplements analysés et à la connaissance du milieu. En effet, les perturbations anthropiques en Corse, essentiellement liées à l'apport de matière organique, sont généralement faibles par rapport à d'autres zones méditerranéennes. Ces apports de matière organique dépendent fortement de l'urbanisation et de l'industrialisation d'une zone. Or selon l'INSEE en 2012, le total des industries corses représentait seulement 0.7 % des industries implantées en France. Et en 2014, l'urbanisation se concentrait sur deux zones urbaines principales où sont recensés 44 % de la population corse. La densité moyenne régionale de 36 habitats/km² est la plus faible de France métropolitaine (INSEE, 2014). Ces faibles taux induisent la nécessité de définir des références propres à cette région. Cette nécessité a déjà été démontrée dans l'étude de Luy *et al.* (2012) au niveau des concentrations des éléments traces dans les posidonies, lors du développement du PREI (Gobert *et al.*, 2009). Ces particularités ont obligé à développer des conditions de référence, nécessaires au calcul de l'indice biotique M-AMBI, propres aux conditions environnementales existantes sur le pourtour insulaire et aux habitats identifiés.

De plus, les études d'impact réalisées par les équipes de STARESO sont commanditées par des gestionnaires et des décideurs. Leurs demandes sont de plus en plus pressantes et la mise au point de méthodologie permettant d'obtenir rapidement les résultats demandés lors des études doit aider ces derniers dans leur prise de décision.

De par l'étroite collaboration existante entre STARESO et le laboratoire d'Océanologie de l'université de Liège, il a été possible d'entamer ce travail pour résoudre les problèmes (1) d'adaptation d'indices aux conditions oligotrophiques et de faibles influences humaines et (2) de développement d'une méthodologie simplifiée pour l'étude du macrobenthos de substrats meubles.

Pour rappel, le cheminement pour arriver au BeMSi passe par trois étapes majeures :

1. Identification et caractérisation des habitats existants sur le pourtour de la Corse et adaptation d'un indice.

Connaître les habitats et leurs caractéristiques populationnelles permet d'en tenir compte dans la définition des conditions de référence pour l'évaluation de la qualité écologique. En effet, appliquer les mêmes valeurs pour le calcul du M-AMBI sur l'ensemble des assemblages macrobenthiques, naturellement pauvres ou naturellement riches, ne semble pas cohérent avec ces différences biocénotiques. Par contre, garder constantes ces conditions au cours du temps facilite la comparaison temporelle et spatiale des qualités écologiques identifiées.

Sur le pourtour de la Corse, huit habitats ont été identifiés entre la surface et 50 m de profondeur. La différence entre les peuplements naturellement pauvres (sables grossiers) et ceux naturellement riches (vases) entraîne des valeurs de référence très différentes avec, pour les peuplements pauvres, des valeurs de bonnes conditions écologiques plus faibles que celles de mauvaises conditions.

L'adaptation du M-AMBI pour les eaux côtières corses par le J'MAMBI et la définition des classes de qualité écologiques a permis d'identifier des statuts écologiques ou EQS cohérents avec les dires d'expert d'après les informations acquises sur la composition des peuplements macrobenthiques.

2. Identification du niveau taxonomique suffisant pour limiter la durée de l'analyse macrobenthique tout en obtenant des résultats proches de ceux obtenus au niveau d'identification "espèce".

Identifier les organismes jusqu'au niveau taxonomique le plus bas possible requière de l'expertise taxonomique et est consommatrice de temps. Dans le cas d'études à court, moyen et long termes, commanditées par des décideurs ou gestionnaires, une consommation de temps est synonyme de consommation d'argent et d'une latence entre les prélèvements, l'évaluation du statut écologique et la prise de décision. Afin de faciliter le travail des décideurs, une méthode de diagnostic environnemental plus rapide serait fortement appréciable. Pour faciliter ce diagnostic et ouvrir ce genre d'étude à des scientifiques peu accoutumés à l'identification du macrobenthos de substrats meubles, la suffisance taxonomique est envisagée pour une application à un indice biotique originellement associé à une identification au niveau "espèce".

L'applicabilité de la suffisance taxonomique évaluée à partir du J'MAMBI pour les différents habitats met en avant, comme les méthodes d'ordination (base graphique), que les statuts de qualité écologique sont en bon accord et en bonne corrélation entre le niveau d'identification "espèce" et les niveaux supérieurs envisagés, le "genre" et la "famille". Les évolutions des valeurs du J'MAMBI montrent des tendances évolutives similaires spatialement et temporellement entre les niveaux même si les amplitudes peuvent être accentuées ou amoindries. Ces résultats sont en accord avec ceux de Ferraro et Cole (1990); Dauvin *et al.* (2003); Terlizzi *et al.* (2003); Ajmal Khan (2006).

Néanmoins, d'autres auteurs, comme Dethier et Schoch (2006); Musco *et al.* (2011) ou Conde *et al.* (2013), recommandent une analyse périodique au niveau "espèce" pour suivre l'évolution précise du peuplement. Et, selon Conde *et al.* (2013), il y a complémentarité entre les informations obtenues par les analyses aux deux niveaux d'identification taxonomique.

3. Application du "Benthic Metodology Simplification" (BeMSi) en baie de Calvi.

Dans la baie de Calvi, différents paramètres biologiques, physiques et/ou chimiques sont étudiés depuis les années 1970. Grâce à ces longues séries temporelles de données montrant une bonne qualité des eaux liée à de faibles influences anthropiques, cette baie constitue une zone de référence. De plus, elle est une zone de suivi pour de nouveaux paramètres. Dans cette optique, le programme STARE-CAPMED vise à comprendre les processus naturels et anthropiques agissant au niveau de cette baie (Richir *et al.*, 2015).

Ce programme est également une bonne opportunité pour tester le "Benthic Metodology Simplification" ou BeMSi et permettre une réponse rapide aux décideurs. C'est dans cette optique que le référentiel benthique et la limitation d'identification taxonomique ont été appliqués au suivi du macrobenthos de substrats meubles.

L'application du BeMSi à l'ensemble de la baie de Calvi (travail par habitat, en utilisant le J'MAMBI calculé à partir des espèces ou des familles) confirme :

- La sensibilité de la méthode pour qualifier les peuplements macrobenthiques de substrats meubles soumis à de faibles influences anthropiques.
- L'apport d'une réponse rapide aux décideurs et gestionnaires grâce à l'identification à la "famille".

Sensibilité du BeMSi et complémentarité avec d'autres indicateurs

Le BeMSi ainsi développé peut être comparé à d'autres méthodologies d'évaluation de la qualité écologique basée sur d'autres indicateurs.

Il permet de mettre en évidence l'influence de différentes pressions (STEP, aquaculture, éléments traces,...) sur les peuplements macrobenthiques ainsi que leur état écologique. Ces pressions influencent également d'autres compartiments.

Par exemple, l'état écologique de la baie de Calvi identifié par l'application du J'MAMBI et du BeMSi est bon. Même si les influences ne sont pas suffisantes pour modifier la qualité écologique générale de l'ensemble de la baie, le BeMSi permet tout de même de mettre en évidence, à travers une diminution des valeurs d'EQR au début de l'automne, les impacts de la saison estivale. Ce bon état écologique générale de la baie de Calvi est également mis en évidence par le suivi phytoplanctonique, celui des substrats durs, des associations algales, des éléments traces (Richir *et al.*, 2015) et des herbiers à Posidonies (Gobert *et al.*, 2009).

Ces vues générales de l'état écologique de la baie semblables pour différents compartiments de l'écosystème sont certainement liées à des interactions entre ces compartiments. L'étude de ces interactions, dans le cadre de STARE-CAPMED, devrait permettre de quantifier leur robustesse.

Le BeMSi permet également de mettre en évidence, dans les substrats meubles, une perturbation déjà constatée au sein de l'herbier de posidonies. En effet, la différence de qualité constatée dans les peuplements macrobenthiques entre l'Emissaire de Calvi (statut écologique bon) et la Référence 40 m (statut écologique excellent), avait déjà été observée aux niveaux des herbiers de posidonies dans les études de Vermeulen *et al.* (2011);

Richir *et al.* (2015b) concernant les dosages d'éléments traces dans les posidonies.

A plus grande échelle, la différence de qualité constatée grâce au J'MAMBI et au BeMSi, au niveau du macrobenthos de substrats meubles, entre la baie de Calvi (statut écologique Bon) et celle de Saint Florent (statut écologique moyen) avait également été observée par l'étude de la posidonies (Gobert *et al.*, 2009) ou des métaux traces (Richir *et al.*, 2015b).

Cette différence de qualité mise en évidence par différents compartiments montre la dégradation globale de l'écosystème et l'importance du suivi de ces différents indicateurs. En baie de Calvi, zone de référence, ce suivi est réalisé dans le cadre de STARE-CAPMED visant, entre autres, à comprendre l'ensemble des processus naturels et sous influence anthropique agissant sur les différents compartiments et/ou entre ces derniers.

Le BeMSi se montre également plus sensible que d'autres indices comme le Foram Index (Barras *et al.*, 2014). En effet, au niveau de l'émissaire de Calvi, en 2013, le J'MAMBI différencie les qualités d'avant et d'après saison estivale par une variation de statut, passant d'excellent à moyen. Cette influence se fait sentir jusqu'à 1 km de la source où le statut passe d'excellent à bon. Par contre, le Foram Index (Barras *et al.*, 2014), indice basé sur les foraminifères opportunistes et la fraction sédimentaire fine, ne montre pas cette différence de qualité entre les saisons avec des statuts excellents. Pour un même compartiment, le macrobenthos semble donc plus sensible que les foraminifères.

Sans tenir compte d'autres compartiments et d'autres indicateurs, l'utilité du BeMSi a été montrée au cours de ce travail dans le cadre des variations spatiales d'EQR aux différents niveaux d'identification (espèce, genre ou famille) lors de son application au suivi aquacole (p. 151). En effet, malgré des productions piscicoles très variables entre aquacultures, leur positionnement influence l'impact des cages sur les peuplements macrobenthiques : une aquaculture produisant un tonnage important de poissons mais positionnée en zone à courant a une influence moyenne sur les assemblages macrobenthiques sous la concession. Cette évaluation similaire entre les niveaux d'identification permettra de proposer aux aquaculteurs, grâce au BeMSi (identification à la

famille et calcul du J'MAMBI) des suivis à moindre coût et surtout grâce au diagnostic environnemental obtenu plus rapidement de diminuer le temps éventuel de réaction.

L'application du J'MAMBI au niveau de l'Emissaire des Sanguinaires à Ajaccio a également démontré son utilité pour différencier les habitats associés aux peuplements macrobenthiques échantillonnés et définir des qualités écologiques correspondant aux caractéristiques populationnelles des assemblages présents.

2. Conclusion générale

Au cours de ce travail, une nouvelle méthodologie a été développée, le BeMSi. Elle permet une évaluation rapide de la qualité écologique liée aux peuplements macrobenthiques de substrats meubles. Cette évaluation tient compte des particularités populationnelles des différents habitats présents sur le pourtour Corse et d'un niveau d'identification taxonomique "famille" appliqué au J'MAMBI. Cette méthodologie a été développée pour répondre aux demandes des gestionnaires et décideurs. Néanmoins, une étude approfondie des peuplements macrobenthiques peut, à tout moment, être réalisée par une identification taxonomique à l'"espèce" par l'emploi du J'MAMBI et des caractéristiques macrobenthiques des habitats.

3. Perspectives

La perspective principale de ce travail est le test de la méthodologie développée, pour une approche fondamentale ou appliquée, sur d'autres zones méditerranéennes. Ce test doit permettre de vérifier si les moyens développés sont applicables hors Corse et confirmer la robustesse du cheminement suivi. En effet, au cours de cette étude et pour la première fois, un facteur de pondération pour le M-AMBI a été considéré. Le J'MAMBI ainsi obtenu donne des résultats correspondant à la connaissance des zones actuellement suivies sur le pourtour de la Corse. Une évaluation dans d'autres zones géographiques de peuplements soumis à des influences anthropiques plus ou moins importantes et dans différentes conditions de charges nutritives (oligotrophie, eutrophie et états intermédiaires) doit être envisagée.

En plus de cette application à grande échelle, il serait intéressant de tester d'autres moyens de définition des habitats comme :

- l'imagerie numérique (Rosenberg *et al.*, 2003),
- l'analyse d'arbre de régression multivariée (MRT - Fontaine *et al.*, 2015). Cet arbre de régression permet de mettre en évidence les paramètres environnementaux responsables de la distribution des organismes macrobenthiques. Il s'agit en fait d'un arbre dichotomique où au niveau de chaque branche le paramètre abiotique permettant une subdivision double est identifié. Cela entraîne qu'un même paramètre puisse intervenir à différents niveaux de définition. La définition des habitats est basée sur les dissimilarités populationnelles en fonction des paramètres environnementaux (Fontaine *et al.*, 2015).

Ces définitions pourront renseigner sur la pertinence des facteurs considérés et compléter la connaissance actuelle des habitats identifiés.

Et, toujours dans l'optique d'aider au maximum les décideurs dans leur travail, il serait également intéressant d'utiliser d'autres moyens de caractérisation des assemblages macrobenthiques comme :

- La production des sons émis par les macro-organismes. Il est connu que tous les organismes produisent des sons, en général inaudibles pour l'homme sans modification de fréquences. Si chaque organisme

pouvait être identifié par sa signature auditive, l'écoute du sédiment pourrait renseigner sur l'assemblage macrobenthique s'y trouvant. De tels types d'étude sont déjà réalisés sur de plus gros organismes, pourquoi ne pas les adapter aux macro-invertébrés. Suite à une discussion avec Cédric Gervaise de la chaire d'excellence industrielle Chorus de Grenoble (programme de recherche Chorus) une collaboration dans le cadre du programme STARE-CAPMED est même envisagée.

- Les analyses fonctionnelles et par traits biologiques (Bremner *et al.*, 2006). Les analyses par traits biologiques sont reconnues comme complémentaires aux analyses basées sur les abondances (Mouillot *et al.*, 2012; Culhane *et al.*, 2014). Ces vues différentes de l'écosystème permettent entre autres d'avoir des informations sur les causes des changements en fonction des traits affectés par des modifications et pas seulement les conséquences. De plus, il se peut que certaines influences anthropiques modifient les assemblages mais pas les fonctions d'où une interprétation pouvant au final être nuancées. Un travail préliminaire sur les données macrobenthiques de Septembre 2012 a déjà été effectué par Roxanne Drion, sous la direction de Marielaure Grégoire du laboratoire d'Océanologie de l'université de Liège (Drion, 2014) et ne demande qu'à être poursuivi.

Ces caractérisations et les indices biotiques en découlant complèteraient les connaissances des peuplements macrobenthiques obtenues après les analyses taxonomiques courantes.

pourraient compléter les informations obtenues classiquement et avoir une meilleure connaissance des peuplements macrobenthiques. Même si ces deux moyens nécessitent au départ une identification taxonomique à l'"espèce", ils pourraient également permettre le développement d'autres indices de qualité qui appliqueraient les mêmes cheminements de simplification d'identification.

En plus d'obtenir de nouveaux jeux de données macrobenthiques, il est possible de s'intégrer à d'autres projets comme MEDTRIX (www.medtrix.fr). En fait, MEDTRIX est une plateforme cartographique de centralisation de données relatives à différents réseaux de surveillance du milieu marin côtier méditerranéen français. Elle doit faciliter la visualisation cartographique

notamment des qualités écologiques en fonction de l'indicateur considéré et permettre de visualiser son évolution au cours de temps ou en comparaison avec d'autres indicateurs. Dans un premier temps, cette plateforme pourra permettre une comparaison à grande échelle du J'MAMBI à l'"espèce" avec d'autres indicateurs de qualité. De plus, elle pourra aider les décideurs et les scientifiques dans leur action de préservation ou de recherche. C'est dans ces optiques que STARESO s'intègre au projet. Les données macrobenthiques devraient être visualisable prochainement.

Mais, même sans parler d'employer de nouveaux moyens pour l'étude du macrobenthos de substrats meubles ou de l'intégration à d'autres projets, la poursuite de l'étude du macrobenthos de substrats meubles permettra, dans quelques années en fonction des peuplements étudiés, d'effectuer si nécessaire des mises à jours des conditions de référence et des valeurs de sensibilités comme préconisé par différents auteurs (e.g. : COAST, 2002). En effet, l'échantillonnage dans de nouvelles zones pourra affiner :

- la connaissance des habitats côtiers corses ;
- les valeurs de sensibilité à la pollution assignées à chaque genre et famille rencontré dans les eaux côtières corses ;
- les valeurs de référence par habitats. D'une façon générale, plus il y a des peuplements échantillonnés, plus la variabilité naturelle ou induite est mise en évidence et les valeurs de référence s'affinent.

De plus, Subida *et al.* (2012) ont montré que la richesse et la diversité n'ont pas de réponses monotoniques en cas de faibles concentrations de matière organique. L'emploi d'un maximum de stations doit minimiser les risques de mauvaises identifications des conditions de référence.

L'ensemble de ces perspectives ne peut naturellement pas se développer sans collaborations, d'où l'importance et la recherche de ces dernières.

Néanmoins, le BeMSi et ces perspectives ouvrent de nombreuses portes dans l'étude du macrobenthos de substrats meubles.

Chapitre 8 : Références bibliographiques



- Abbasi T. et Abbasi S. A. (2012). Chapter 13 - The Biotic Indices. Water Quality Indices. Amsterdam, Elsevier: 219-247.
- Afli A., Ayari R. et Zaabi S. (2008). Ecological quality of some Tunisian coast and lagoon locations, by using benthic community parameters and biotic indices. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **80**(2): 269-280. DOI: 10.1016/j.ecss.2008.08.010.
- Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, Eau de France, 2015, <http://www.eaurmc.fr/le-bassin-de-corse/caracteristiques-du-bassin-de-corse.html>, dernier accès le 04/04/2016
- Agence de l'eau RMC. (2012). L'état du milieu marin de Méditerranée "2° Rencontre Agence de l'eau DIRM" - 6 Juillet 2012 - Centre "Le Mistral", Marseille.
- Ajmal Khan S. (2006). Is species level identification essential for environmental impact studies? *Current Science* **91**(1): 29-34.
- Ambrogi A. O., Forni G. et Silvestri C. (2009). The Mediterranean intercalibration exercise on soft-bottom benthic invertebrates with special emphasis on the Italian situation. *Marine Ecology-an Evolutionary Perspective* **30**(4): 495-504. DOI: 10.1111/j.1439-0485.2009.00317.x.
- Aménagement Assistance Exploitation, 2015 www.aae-corse.com, accès 2015
- Anderson M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* **26**: 32-46.
- Anderson M. J. (2008). Animal-sediment relationships re-visited: Characterising species' distributions along an environmental gradient using canonical analysis and quantile regression splines. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **366**: 16-37.
- Anderson M. J. et Robinson J. (2003). Generalized discriminant analysis based on distances. *Australian and New Zealand Journal of Statistics* **45**(3): 301-318.
- Anderson M. J. et Willis T. J. (2003). Canonical Analysis of Principal Coordinates: A Useful Method of Constrained Ordination for Ecology. *Ecology* **84**(2): 511-525. DOI : 10.2307/3107905.
- Anderson M. J., Gorley R. N. et Clarke K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Anonymous (2003). Méthode d'analyse - Détermination de la matière organique par incinération: méthode de la perte au feu (PAF). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.
- Astraldi M., Bianchi C. N., Gasparini G. P. et Morri C. (1994). Climatic fluctuations, current variability and marine species distribution: a case study in the Ligurian Sea (north-west Mediterranean). *Oceanologica Acta* **18**(2): 139-149.

- Aylagas E., Borja Á. et Rodríguez-Ezpeleta N. (2014). Environmental Status Assessment Using DNA Metabarcoding: Towards a Genetics Based Marine Biotic Index (gAMBI). *PLoS ONE* **9**(3): e90529. DOI: 10.1371/journal.pone.0090529.
- Bacci T., Trabucco B., Marzialetti S., Marusso V., Lomiri S., Vani D. et Lamberti C. V. (2009). Taxonomic sufficiency in two case studies: Where does it work better? *Marine Ecology* **30**(SUPPL.1): 13-19.
- Bald J., Borja Á., Muxika I., Franco J. et 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**(12): 1508-1522. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.06.019.
- Barras C., Jorissen F. J., Labrune C., Andral B. et Boissery P. (2014). Live benthic foraminiferal faunas from the French Mediterranean Coast: Towards a new biotic index of environmental quality. *Ecological Indicators* **36**: 719-743.
- Bas C. (2009). The Mediterranean: a synoptic overview. *Contributions to Science* **5**(1): 25-39.
- Bascom W., Mearns A. J. et Word J. Q. (1978). Establishing boundaries between , normal changed and degraded areas. .
- Basset A., Barbone E., Borja A., Elliott M., Jona-Lasinio G., Marques J. C., Mazik K., Muxika I., Neto J. M., Reizopoulou S., Rosati I. et Teixeira H. (2013). Natural variability and reference conditions: setting type-specific classification boundaries for lagoon macroinvertebrates in the Mediterranean and Black Seas. *Hydrobiologia* **704**: 325-345.
- Bay D. (1990). Projet d'aquaculture en Baie de Calvi - Etude écologique. Stareso SA.
- Bay D. (1992). Etude du milieu marin en vue du rejet en mer des effluents de la commune de Calvi.
- Becchi C., Ortolani I., Muir A. et Cannicci S. (2014). The effect of breakwaters on the structure of marine soft-bottom assemblages: A case study from a North-Western Mediterranean basin. *Marine Pollution Bulletin*.
- Bensettiti F., Bioret F., Roland J. et Lacoste J.-P. (2004). "Cahiers d'habitats" Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 2 - Habitats côtiers.
- Bertasi F., Colangelo M. A., Colosio F., Gregorio G., Abbiati M. et Ceccherelli V. U. (2009). Comparing efficacy of different taxonomic resolutions and surrogates in detecting changes in soft bottom assemblages due to coastal defence structures. *Marine Pollution Bulletin* **58**(5): 686-694. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.01.003.

- Béthoux J. P., Gentili B., Morin P., Nicolas E., Pierre C. et Ruiz-Pino D. (1999). The Mediterranean Sea: A miniature ocean for climatic and environmental studies and a key for the climatic functioning of the North Atlantic. *Progress in Oceanography* **44**(1-3): 131-146.
- Béthoux J. P., Morin P., Chaumery C., Connan O., Gentili B. et Ruiz-Pino D. (1998). Nutrients in the Mediterranean Sea, mass balance and statistical analysis of concentrations with respect to environmental change. *Marine Chemistry* **63**(1-2): 155-169.
- Bevilacqua S., Claudet J. et Terlizzi A. (2013). Best practicable aggregation of species: A step forward for species surrogacy in environmental assessment and monitoring. *Ecology and Evolution* **3**(11): 3780-3793.
- Bevilacqua S., Fraschetti S., Musco L. et Terlizzi A. (2009). Taxonomic sufficiency in the detection of natural and human-induced changes in marine assemblages: A comparison of habitats and taxonomic groups. *Marine Pollution Bulletin* **58**(12): 1850-1859. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.07.018.
- Bevilacqua S., Fraschetti S., Musco L., Guarnieri G. et Terlizzi A. (2012). Low sensitiveness of taxonomic distinctness indices to human impacts: Evidences across marine benthic organisms and habitat types. *Ecological Indicators* **11**(2): 448-455.
- Bevilacqua S., Terlizzi A., Claudet J., Fraschetti S. et Boero F. (2012). Taxonomic relatedness does not matter for species surrogacy in the assessment of community responses to environmental drivers. *Journal of Applied Ecology* **49**(2): 357-366.
- Bianchi C. N. et Morri C. (2000). Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for Future Research. *Marine Pollution Bulletin* **40**(5): 367-376. DOI: 10.1016/s0025-326x(00)00027-8.
- Birk S., Bonne W., Borja A., Brucet S., Courrat A., Poikane S., Solimini A., van de Bund W., Zampoukas N. et Hering D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* **18**(0): 31-41. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.10.009.
- Blanchet A., Chevalier C., Gaffet J.-D. et Hamon D. (2004). Bionomie benthique subtidale en Baie de Douarnenez. *Ifremer*.
- Blanchet H., Lavesque N., Ruellet 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. et de Montaudouin X. (2008). 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* **8**(4): 360-372. DOI: 10.1016/j.ecolind.2007.04.003.
- Blott S. J. et Pye K. (2001). Gradstat: A grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediment. *Earth Surface Processes and Landforms* **26**: 1237-1248.
- Bodil B. A., Ambrose Jr W. G., Bergmann M., Clough L. M., Gebruk A. V., Hasemann C., Iken K., Klages M., MacDonald I. R., Renaud P. E., Schewe I., Soltwedel T. et Wlodarska-Kowalczyk M. (2011). Diversity of the arctic deep-sea benthos. *Marine Biodiversity* **41**(1): 87-107.
- Boero F. (2001). Light after dark: the partnership for enhancing expertise in taxonomy.
- Bonifacio P. (2015). Etude de l'état actuel et des variations temporelles de la composition de la macrofaune benthique des substrats meubles du Golfe du Lion, Méditerranée occidentale. PhD, Bordeaux.
- Borja Á., Elliott M., Carstensen J., Heiskanen A.-S. et van de Bund W. (2010). Marine management – Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin* **60**(12): 2175-2186. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.09.026.
- Borja Á., Franco J. et Muxika I. (2003). Classification tools for marine ecological quality assesment: the usefulness of macrobenthic communities un an area affected by a submarine outfall. ICES CM.
- Borja Á., Franco J. et Muxika I. (2004). The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. *Marine Pollution Bulletin* **48**(3-4): 405-408. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2003.10.024.
- Borja Á., Franco J. et 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**(12): 1100-1114. DOI: 10.1016/s0025-326x(00)00061-8.
- Borja Á., Franco J., Valencia V., Bald J., Muxika I., Jesús Belzunce M. et Solaun O. (2004). Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* **48**(3-4): 209-218. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2003.12.001.
- Borja Á., Josefson A. B., Miles A., Muxika I., Olsgard F., Phillips G., Rodríguez J. G. et Rygg B. (2007). An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* **55**(1-6): 42-52. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.018.

- Borja Á., Mader J., Muxika I., Rodríguez J. G. et Bald J. (2008). Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: Some remarks and recommendations. *Marine Pollution Bulletin* **56**(7): 1377-1379. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.12.003.
- Borja Á., Marín S. L., Muxika I., Pino L. et Rodríguez J. G. (2015). Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? *Marine Pollution Bulletin* **97**(1-2): 85-94. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.030.
- Bouchard R. W., Huggins D. et Kriz J. (2005). A Review of the Issues related to Taxonomic Resolution in Biological Monitoring of Aquatic Ecosystems with an Emphasis on Macroinvertebrates. Central Plains Center for BioAssessment.
- Boudouresque C. F. (1999). the Red Sea-Mediterranean link: unwanted effects of canals. Invasive species and biodiversity management. Q. T. S. e. al. The Netherlands, Kluwer Academic Publishers: 213-228.
- Bremner J., Rogers S. I. et Frid C. L. J. (2003). Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series* **254**: 11-25.
- Bremner J., Rogers S. I. et Frid C. L. J. (2006). Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators* **6**(3): 609-622.
- Brunel P. (2005). Visages de la biodiversité marine. *Vertigo* **6**(1).
- Cai W., Borja Á., Liu L., Meng W., Muxika I. et Rodríguez J. G. (2014). Assessing benthic health under multiple human pressures in Bohai Bay (China), using density and biomass in calculating AMBI and M-AMBI. *Marine Ecology* **35**(2): 180-192. DOI: 10.1111/maec.12067.
- Cardoso P. G., Lillebø A. I., Pereira E., Duarte A. C. et Pardal M. A. (2009). Different mercury bioaccumulation kinetics by two macrobenthic species: The bivalve *Scrobicularia plana* and the polychaete *Hediste diversicolor*. *Marine Environmental Research* **68**(1): 12-18. DOI: 10.1016/j.marenvres.2009.03.006.
- Cardoso P., Pereira E., Grilo T., Duarte A. et Pardal M. (2012). Kinetics of Mercury Bioaccumulation in the Polychaete *Hediste diversicolor* and in the Bivalve *Scrobicularia plana*, Through a Dietary Exposure Pathway. *Water, Air, & Soil Pollution* **223**(1): 421-428. DOI: 10.1007/s11270-011-0870-1.
- Carvalho R., Wei C. L., Rowe G. et Schulze A. (2013). Complex depth-related patterns in taxonomic and functional diversity of polychaetes in the Gulf of Mexico. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* **80**: 66-77.

- Chariton A. A., Mahern W. A. et Roach A. C. (2011). Recolonisation of translocated metal-contaminated sediments by estuarine macrobenthic assemblages. *Ecotoxicology* **20**: 706-718.
- Chery A. et Lejeune P. (2010). Etude de fréquentation de la Pointe de la Revellata (Commune de Calvi - Haute Corse). Contrat Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres / Stareso. Document final.
- Chery A., Donnay A. et Lejeune P. (2013). Etude environnementale du milieu marin – Ferme Marine Ide Spano - Contrat Mare e Stagni Corsi/Stareso
- Chery A., Pelaprat C. et Lejeune P. (2009). Ferme marine de Spano - Mare E Stagni Corsi (Syndicat des aquaculteurs corses) – Action Collective – Suivi Environnemental du milieu marin (campagnes 2007- 2008). Contrat Mare E Stagni Corsi/Stareso.
- Clarke K. R. (1990). Comparisons of dominance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **138**: 143 - 157.
- Clarke K. R. et Gorley R. N. (2006). PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- COAST (2002). Common Impementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance document n°5 - Transitional and Coastal Waters - Typology, Reference Conditions and Classification Systems.European Commission.
- COFRAC <https://www.cofrac.fr/fr/home/>, dernier accès le 08/04/2016
- Cohen J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educ. Psychol. Meas.* **20**: 20-46.
- Cohen J. (1968). Weighted Kappa: Nominal scale agreement with provision for scaled disagreement or partial credit. *Psychological bulletin* **70**(4): 213-220.
- Coll M., Piroddi C., Albouy C., Ben Rais Lasram F., Cheung W. W. L., Christensen V., Karpouzi V. S., Guilhaumon F., Mouillot D., Paleczny M., Palomares M. L., Steenbeek J., Trujillo P., Watson R. et Pauly D. (2012). The Mediterranean Sea under siege: Spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography* **21**(4): 465-480.
- Coll M., Piroddi C., Steenbeek J., Kaschner K., Ben Rais Lasram F. et al. e. (2010). The biodiversity of the Mediteranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* **5**(8): e11842.
- Conde A., Novais J. M. et Dominguez J. (2013). Multivariate analyses applied to agglomerated macrobenthic data from an unpolluted estuary. *Marine Environmental Research* **87-88**: 112-121.
- Costello M. J., Coll M., Danovaro R., Halpin P., Ojaveer H. et Miloslavich P. (2010). A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and

- Future Challenges. PLoS ONE **5**(8): e12110. 10.1371/journal.pone.0012110.
- Couture M. (2013). Suivi et quantification des pressions anthropiques en baie de Calvi. Master, Université de Corse ; Université de Liège. 63p. + annexes
- Culhane F. E., Briers R. A., Tett P. et Fernandes T. F. (2014). Structural and functional indices show similar performance in marine ecosystem quality assessment. *Ecological Indicators* **43**(0): 271-280. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.03.009.
- Dauer D. M. (1993). Biological criteria, Environmental health and Estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin* **26**(5): 249-257.
- Dauvin J. C. (1993). Le benthos: Témoin des variations de l'environnement. *Océanis* **19**(6): 25-53.
- Dauvin J. C. et Ruellet T. (2007). Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* **55**(1-6): 215-224. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.045.
- Dauvin J. C., Alizier S., Rolet C., Bakalem A., Bellan G., Gesteira J. L. G., Grimes S., de-la-Ossa-Carretero J. A. et Del-Pilar-Ruso Y. (2012). Response of different benthic indices to diverse human pressures. *Ecological Indicators* **12**(1): 143-153.
- Dauvin J. C., Bellan G. et Bellan-Santini D. (2010). Benthic indicators: From subjectivity to objectivity - Where is the line? *Marine Pollution Bulletin* **60**(7): 947-953.
- Dauvin J. C., Gomez Gesteira J. L. et Salvande Fraga M. (2003). Taxonomic sufficiency: An overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. *Marine Pollution Bulletin* **46**(5): 552-555.
- Davies C. E., Moss D. et Hill M. O. (2004). EUNIS habitat classification revised 2004.searchmesh.
- DCSMM (2008). Directive Cadre "Stratégie pour le milieu marin". 2008/56/CE.
- De Biasi A. M., Bianchi C. N. et Morri C. (2003). Analysis of macrobenthic communities at different taxonomic levels: an example from an estuarine environment in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Estuarine Coastal and Shelf Science* **58**(1): 99-106. 10.1016/s0272-7714(03)00063-5.
- de Paz L., Patrício J., Marques J. C., Borja A. et Laborda A. J. (2008). Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: A benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin* **56**(7): 1275-1283. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2008.04.027.

- de-la-Ossa-Carretero J. A. et Dauvin J. C. (2010). A comparison of two biotic indices, AMBI and BOPA/BO2A, for assessing the ecological quality status (EcoQS) of benthic macro-invertebrates. *Transitional Waters Bulletin* **4**: 12-24.
- de-la-Ossa-Carretero J. A., del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F. et Sánchez-Lizaso J. L. (2009). Testing BOPA index in sewage affected soft-bottom communities in the north-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* **58**(3): 332-340. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2008.10.017.
- De-La-Ossa-Carretero J. A., Simboura N., Del-Pilar-Ruso Y., Pancucci-Papadopoulou M. A., Gimenez-Casalduero F. et Sanchez-Lizaso J. L. (2012). A methodology for applying taxonomic sufficiency and benthic biotic indices in two mediterranean areas. *Ecological Indicators* **23**: 232-241.
- DelValls T. A., Chapman P. M., Drake P., Subida M. D., Vale C., de la Reguera D. F. et Blasco J., (2007). Benthos sediment quality assessments. *Sustainable Management of Sediment Resources*, Elsevier. **Volume 1**: 215-261. Damia & Mira (Ed.)
- Dethier M. N. et Schoch G. C. (2006). Taxonomic sufficiency in distinguishing natural spatial patterns on an estuarine shoreline. *Marine Ecology Progress Series* **306**: 41-49.
- Diaz R. J., Solan M. et Valente R. M. (2004). A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management* **73**(3): 165-181. DOI: 10.1016/j.jenvman.2004.06.004.
- Dimitriou P. D., Apostolaki E. T., Papageorgiou N., Reizopoulou S., Simboura N., Arvanitidis C. et Karakassis I. (2012). Meta-analysis of a large data set with Water Framework Directive indicators and calibration of a Benthic Quality Index at the family level. *Ecological Indicators* **20**: 101-107.
- Drion R. (2014). Analyse fonctionnelle d la diversité du macrobenthos par leurs traits biologiques (Plateau continental nord ouest de la mer Noire et baie de Calvi en mer Méditerranée). Master, Université de Liège. 71 p. + annexes
- Duineveld G. C. A., Künitzer A., Niermann U., De Wilde P. A. W. J. et Gray J. S. (1991). The macrobenthos of the north sea. *Netherlands Journal of Sea Research* **28**(1-2): 53-65. DOI: 10.1016/0077-7579(91)90004-k.
- Durrieu de Madron X., Guieu C., Sempéré R., Conan P., Cossa D., D'Ortenzio F., Estournel C., Gazeau F., Rabouille C., Stemann L., Bonnet S., Diaz F., Koubbi P., Radakovitch O., Babin M., Baklouti M., Bancon-Montigny C., Belviso S., Bensoussan N., Bonsang B., Bouloubassi I., Brunet C., Cadiou J. F., Carlotti F., Chami M., Charmasson S., Charrière B., Dachs

- J., Doxaran D., Dutay J. C., Elbaz-Poulichet F., Eléaume M., Eyrolles F., Fernandez C., Fowler S., Francour P., Gaertner J. C., Galzin R., Gasparini S., Ghiglione J. F., Gonzalez J. L., Goyet C., Guidi L., Guizien K., Heimbürger L. E., Jacquet S. H. M., Jeffrey W. H., Joux F., Le Hir P., Leblanc K., Lefèvre D., Lejeusne C., Lemé R., Loÿe-Pilot M. D., Mallet M., Méjanelle L., Mélin F., Mellon C., Mériçot B., Merle P. L., Migon C., Miller W. L., Mortier L., Mostajir B., Mousseau L., Moutin T., Para J., Pérez T., Petrenko A., Poggiale J. C., Prieur L., Pujo-Pay M., Pulido V., Raimbault P., Rees A. P., Ridame C., Rontani J. F., Ruiz Pino D., Sicre M. A., Taillandier V., Tamburini C., Tanaka T., Taupier-Letage I., Tedetti M., Testor P., Thébault H., Thouvenin B., Touratier F., Tronczynski J., Ulses C., Van Wambeke F., Vantrepotte V., Vaz S. et Verney R. (2011). Marine ecosystems' responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean. *Progress in Oceanography* **91**(2): 97-166. DOI: 10.1016/j.pocean.2011.02.003
- Ellis D. (1985). Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* **16**(12): 459.
- El-Rayis O. A., Ezzat A. A. et El-Nady F. E. (1985). Bioaccumulation of some heavy metals in coastal marine animals in vicinity of Alexandria (II-Bioassay). *Journal of the Faculty of Marine Science* **4**: 1405.
- EPA (2009). *Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance*.
- Fernandez-Gonzalez V., Aguado-Giménez F., Gairin J. I. et Sanchez-Jerez P. (2013). Exploring patterns of variation inb amphipod assemblages at multiple spatial scales: natural variability versus coastal aquaculture effects. *Aquaculture Environment Interactions* **3**: 93-105.
- Ferraro S. P. et Cole F. A. (1990). Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Marine Ecology Progress Series* **67**: 251 - 262.
- Ferraro S. P. et Cole F. A. (1992). Taxonomic level sufficient for assessing a moderate impact on macrobenthic communities in Puget Sound, Washington, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**(6): 1184-1188.
- Ferraro S. P. et Cole F. A. (1995). Taxonomic level sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos-revisited. *Environmental Toxicology and Chemistry* **14**(6): 1031-1040.
- Folk R. L. et Ward W. C. (1957). Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* **27**(1): 3-26.
- Fontaine A., Devillers R., Peres-Neto P. R. et Johnson L. E. (2015). Delineating marine ecological units: a novel approach for deciding which taxonomic group to use and which taxonomic resolution to choose.

- Diversity and Distributions **21**(10): 1167-1180. DOI: 10.1111/ddi.12361.
- Forde J., Shin P. K., Somerfield P. J. et Kennedy R. M. (2013). M-AMBI derived from taxonomic levels higher than species allows Ecological Status assessments of benthic habitats in new geographical areas. *Ecological Indicators* **34**(0): 411-419.
- Fraschetti S., Terlizzi A. et Boero F. (2008). How many habitats are there in the sea (and where)? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **366**(1–2): 109-115. DOI: 10.1016/j.jembe.2008.07.015
- Fukunaga A., Anderson M. J., Webster-Brown J. et Ford R. B. (2010). Individual and combined effects of heavy metals on estuarine infaunal communities. *Marine Ecology Progress Series* **402**: 123-136.
- Gage J. D. (2001). Deep-sea benthic community and environmental impact assessment at the Atlantic Frontier. *Continental Shelf Research* **21**(8-10): 957-986.
- Galparsoro I., Connor D. W., Borja Á., Aish A., Amorim P., Bajjouk T., Chambers C., Coggan R., Dirberg G., Ellwood H., Evans D., Goodin K. L., Grehan A., Haldin J., Howell K., Jenkins C., Michez N., Mo G., Buhl-Mortensen P., Pearce B., Populus J., Salomidi M., Sánchez F., Serrano A., Shumchenia E., Tempera F. et Vasquez M. (2012). Using EUNIS habitat classification for benthic mapping in European seas: Present concerns and future needs. *Marine Pollution Bulletin* **64**(12): 2630-2638.
- Gamito S., Patrício J., Neto J. M., Marques J. C. et Teixeira H. (2012). The importance of habitat-type for defining the reference conditions and the ecological quality status based on benthic invertebrates: The Ria Formosa coastal lagoon (Southern Portugal) case study. *Ecological Indicators* **19**(0): 61-72. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.08.004
- Gerino M., Stora G., Poydenot F. et Bourcier M. (1995). Benthic fauna and bioturbation on the Mediterranean continental slope: Toulon Canyon. *Continental Shelf Research* **15**(11-12): 1483-1496. DOI: 10.1016/0278-4343(94)00082-x.
- Giangrande A., Licciano M. et Musco L. (2005). Polychaetes as environmental indicators revisited. *Marine Pollution Bulletin* **50**(11): 1153-1162. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.08.003
- GIG (2009). Water Framework Directive intercalibration technical report: Part 3: Coastal and Transitional waters.
- Gili J.-M., Sarda R., Madurell T. et Rossi S. (2014). Zoobenthos. The Mediterranean Sea: Its history and present challenges. S. G. a. Z. Dubinsky. Dordrecht, Springer Science+Business Media.
- Glémarec M. (1979). Les fluctuations temporelles des peuplements benthiques liées aux fluctuations climatiques. *Oceanologica Acta* **2**(3): 365-371.

- Gobert S., Sartorette S., Rico-Raimondino V., Andral B., Chery A., Lejeune P. et Boissery P. (2009). Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index: PREI. *Marine Pollution Bulletin* **58**: 1727-1733.
- Gobert S., Sartorette S., Rico-Raimondino V., Andral B., Chery A., Lejeune P. et Boissery P. (2009). Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index: PREI. *Marine Pollution Bulletin* **58**(11): 1727-1733. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.06.012
- Goffart A., Hecq J.-H. et Legendre L. (2002). Changes in the development of the winter-spring phytoplankton bloom in the Bay of Calvi (NW Mediterranean) over the last two decades: a response to changing climate? *Marine Ecology Progress Series* **236**: 45-60. DOI: 10.3354/meps236045
- Gomez Gesteira J. L., Dauvin J. C. et Fraga M. S. (2003). Taxonomic level for assessing oil spill effects on soft-bottom sublittoral benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* **46**(5): 562-572.
- Grall J. et Coïc N. (2006). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Rebut.
- Grall J. et Glémarec M. (1997). Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **44**(Supplement 1): 43-53. DOI: 10.1016/S0272-7714(97)80006-6.
- Grall J. et Hily C. (2003). Traitement des données stationnelles (faune).
- Granberg M. E. et Selck H. (2007). Effects of sediment organic matter quality on bioaccumulation, degradation, and distribution of pyrene in two macrofaunal species and their surrounding sediment. *Marine Environmental Research* **64**(3): 313-335. DOI: 10.1016/j.marenvres.2007.02.005
- Gray J. S. (1992). Eutrophication in the sea. *Marine Eutrophication and Population Dynamics: 25th European Marine Biology Symposium, Ferrara (Italy), 10-15 September 1990*. G. Colombo, I. Ferrari, V. U. Ceccherelli and R. Rossi. Olsen & Olsen: Fredensborg, Ferrara (Italy). **International Symposium Series**: 3-15.
- Gray J. S. et Elliott M. (2009). *Ecology of marine sediments. From Science to Management - second edition*. Oxford University Press, 225 p.
- Gray J. S. et Hartvig C. (1983). Predicting long-term changes in marine benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* **13**: 87-94.

- Gremare A., Labrune C., Berghe E. V., Amouroux J. M., Bachelet G., Zettler M. L., Vanaverbeke J., Fleischer D., Bigot L., Maire O., Deflandre B., Craeymeersch J., Degraer S., Dounas C., Duineveld G., Heip C., Herrmann M., Hummel H., Karakassis I., Kedra M., Kendall M., Kingston P., Laudien J., Occhipinti-Ambrogi A., Rachor E., Sarda R., Speybroeck J., Van Hoey G., Vincx M., Whomersley P., Willems W., Wlodarska-Kowalczyk M. et Zenetos A. (2009). Comparison of the performances of two biotic indices based on the MacroBen database. *Marine Ecology-Progress Series* **382**: 297-311. DOI : 10.3354/meps08030.
- Guennoc P., Palvadeau E., Pluquet F., Morando A. et Vairon J. (2001). LIMA, cartographie des plates-formes sous-marines de la Corse entre 0 et 100 m de profondeur. BRGM.
- Halpern B. S., Walbridge S., Selkoe K. A., Kappel C. V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J. F., Casey K. S., Ebert C., Fox H. E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H. S., Madin E. M. P., Perry M. T., Selig E. R., Spalding M., Steneck R. et Watson R. (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* **319**(5865): 948-952. DOI: 10.1126/science.1149345.
- Heip C. (1995). Eutrophication and Zoobenthos dynamics. *Ophelia* **41**(1): 113-136. DOI: 10.1080/00785236.1995.10422040.
- Hessler R. R. et Jumar P. A. (1974). Abyssal community analysis from replicate box cores in the central North Pacific. *Deep-Sea Research* **21**: 185-209.
- Hily C. (1984). Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la rade de Brest.
- Hyland J., Balthis L., Karakassis I., Magni P., Petrov A., Shine J., Vestergaard O. et Warwick R. (2005). Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos. *Marine Ecology Progress Series* **295**: 91-103.
- Ifremer Environnement, 2008, <http://envlit.ifremer.fr/region/corse>, dernier accès le 04/04/2016
- ISO (2005). Qualité de l'eau — Lignes directrices pour l'échantillonnage quantitatif et le traitement d'échantillons de la macrofaune marine des fonds meubles. Organisation Internationale de Normalisation.
- James R. J., Smith M. P. L. et Fairweather P. G. (1995). Sieve Mesh size and taxonomic resolution needed to describe natural spatial variation of marine macrofauna. *Marine Ecology-Progress Series* **118**(1-3): 187-198.
- Johnson R. K., Lindegarh M. et Carstensen J. (2013). Establishing reference conditions and setting class boundaries.

- Jousseaume M., Buron K., Chéry A. et Lejeune P. (2013). Etude relative à la plaisance et aux mouillages en Corse: Rapport final - Année 2012/2013. Contrat OEC-ATC/STARESO 156p.
- Karakassis I. et Hatziyanni E. (2000). Benthic disturbance due to fish farming analysed under different levels of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress Series* **203**: 247-253.
- Katsanevakis S., Coll M., Piroddi C., Steenbeek J., Ben Rais Lasram F., Zenetos A. et Cardoso A. C. (2014). Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. *Frontiers in Marine Science* **1**. DOI: 10.3389/fmars.2014.00032.
- Keeley N. B., MacLeod C. K. et Forrest B. M. (2012). Combining best professional judgement and quantile regression splines to improve characterisation of macrofaunal responses to enrichment. *Ecological Indicators* **12**(1): 154-166.
- Kelly B. C. (1978). Metal concentrations of some macrobenthos of New Bedford Harbor and an evaluation of the use of the slipper limpet *Crepidula Fornicata* Linnaeus as a monitor of coastal metal pollution. Master of Science, Southeastern Massachusetts University.
- Kindt R. et Coe R. (2005). Chapter 10- Analysis of ecological distance by ordination. *Tree Diversity analysis - A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi, World Agroforestry Centre (ICRAF).
- Kröncke I. et Reiss H. (2010). Influence of macrofauna long-term natural variability on benthic indices used in ecological quality assessment. *Marine Pollution Bulletin* **60**(1): 58-68. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.09.001
- Labrune C. (2006). Utilisation de la macrofaune benthique en tant qu'indicateur des changements environnementaux, Université de Perpignan.
- Labrune C., Amouroux J. M., Sarda R., Dutrieux E., Thorin S., Rosenberg R. et Grémare A. (2006). Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* **52**(1): 34-47. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.08.005.
- Labrune C., Grémare A., Guizien K. et Amouroux J.-M. (2007). Long-term comparison of soft bottom macrobenthos in the Bay of Banyuls-sur-Mer (north-western Mediterranean Sea): A reappraisal. *Journal of Sea Research* **58**(2): 125-143. DOI: 10.1016/j.seares.2007.02.006.
- Lampadariou N., Karakassis I. et Pearson T. H. (2005). Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling and analysis methods. *Marine Pollution Bulletin* **50**(12): 1606-1618. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.06.030.

- Laubier L. (2005). *Mediterranean Sea and Humans: Improving a conflictual partnership*, Springer.
- Legendre P. et Legendre L. (2012). Chapter 11 - Canonical analysis. *Developments in Environmental Modelling*. L. Pierre and L. Louis, Elsevier. **Volume 24**: 625-710.
- Lejeusne C., Chevaldonné P., Pergent-Martini C., Boudouresque C. F. et Pérez T. (2010). Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in Ecology & Evolution* **25**(4): 250-260.
- Leonardsson K., Blomqvist M. et Rosenberg R. (2009). Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – Examples from Swedish waters. *Marine Pollution Bulletin* **58**(9): 1286-1296. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.05.007.
- Licari M.-L., Gayte O. et Dutrieux E. (1998). *Projet SAID. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse*.
- Luy N., Gobert S., Sartoretto S., Biondo R., Bouquegneau J.-M. et Richir J. (2012). Chemical contamination along the Mediterranean French coast using *Posidonia oceanica* (L.) Delile above-ground tissues: a multiple trace element study. *Ecological Indicators* **18**(0): 269-277. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.11.005
- Macleod C. K., Crawford C. M. et Moltschaniwskyj N. A. (2004). Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. *Marine Pollution Bulletin* **49**(1–2): 79-88. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2004.01.010
- Magnusson K., Ekelund R., Grabic R. et Bergqvist P. A. (2006). Bioaccumulation of PCB congeners in marine benthic infauna. *Marine Environmental Research* **61**(4): 379-395. DOI : 10.1016/j.marenvres.2005.11.004
- Marchini A., Munari C. et Mistri M. (2008). Functions and ecological status of eight Italian lagoons examined using biological traits analysis (BTA). *Marine Pollution Bulletin* **56**(6): 1076-1085. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2008.03.027.
- Mare & Stagni Corse, 2008, <http://www.mare-stagni-corsi.com/>, dernier accès le 04/04/2016
- Martins R., Quintino V. et Rodrigues A. M. (2013). Diversity and spatial distribution patterns of the soft-bottom macrofauna communities on the Portuguese continental shelf. *Journal of Sea Research* **83**(0): 173-186. DOI: 10.1016/j.seares.2013.03.001
- Maurer D. (2000). The Dark Sie of Taxonomic Sufficiency (TS). *Marine Pollution Bulletin* **40**(2): 88-101.

- Mazzuca S., Bjork M., Beer S., Felisberto P., Gobert S., Procaccini G., Runcie J., Silva J., Borges A. V., Brunet C., Buapet P., Champenois W., Costa M. M., D'Esposito D., Gullstrom M., Lejeune P., Lepoint G., Olive I., Rasmusson L. M., Richir J., Ruocco M., Serra I. A., Spadafora A. et Santos R. (2013). Establishing research strategies, methodologies and technologies to link genomics and proteomics to seagrass productivity, community metabolism, and ecosystem carbon fluxes. *Front Plant Sci* **4**: 38. DOI: 10.3389/fpls.2013.00038
- McArdle B. H. et Anderson M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment distance-based redundancy analysis. *Ecology* **82**(1): 290-297.
- Michel L., Abadie A., Binard M., Biondo R., Borges A., Collignon A., Champenois W., Chéry A., Donnay A., Gobert S., Goffart A., Hecq J.-H., Pelaprat C., Pere A., Plaza S., Thomé J.-P., Volpon A. et Lejeune P. (2013). STARE-CAPMED (STation of Reference on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts): Rapport d'activité - Année 2012. STARESO SAS. 138 p.
- Micheli F., Halpern B. S., Walbridge S., Ciriaco S., Ferretti F., Fraschetti S., Lewison R., Nykjaer L. et Rosenberg A. A. (2013). Cumulative Human Impacts on Mediterranean and Black Sea Marine Ecosystems: Assessing Current Pressures and Opportunities. *PLoS ONE* **8**(12): e79889. DOI: 10.1371/journal.pone.0079889.
- Michez N., Dirberg G., Bellan-Santini D., Verlaque M., Bellan G., Pergent G., Pergent-Martini C., Labrune C., Francour P. et Sartoretto S. (2011). Typologie des biocénoses benthiques de Méditerranée, Liste de référence française et correspondances. Service du Patrimoine Naturel.
- Michez N., Fourt M., Aish A., Bellan G., Bellan-Santini D., Chevaldonné P., Fabri M.-C., Goujard A., Harmelin J.-G., Labrune C., Pergent G., Sartoretto S., Vacelet J. et Verlaque M. (2014). Typologie des biocénoses benthiques de Méditerranée Version 2.MNHN.
- Mistri M. et Munari C. (2008). BITS: A SMART indicator for soft-bottom, non-tidal lagoons. *Marine Pollution Bulletin* **56**(3): 587-599. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.12.002.
- Moneglia et Pastinelli (2010, 2013). 940013126, Embouchure de la Figarella, INPN, SPN-MNHN Paris: 17 p.
- Moneglia et Pastinelli (2013). 940013127, Embouchure du Fiume Secco - INPN, SPN-MNHN, Paris: 17p.
- Monperrus M., Point D., Grall J., Chauvaud L., Amouroux D., Bareille G. et Donard O. (2005). Determination of metal and organometal trophic bioaccumulation in the benthic macrofauna of the Adour estuary

- coastal zone (SW France, Bay of Biscay). *Journal of Environmental Monitoring* **7**(7): 693-700. DOI: 10.1039/B500288E.
- Mouillot D., Graham N. A. J., Villéger S., Mason N. W. H. et Bellwood D. R. (2012). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* **28**(3): 167-177. DOI: 10.1016/j.tree.2012.10.004.
- Mueller M., Pander J. et Geist J. (2013). Taxonomic sufficiency in freshwater ecosystems: Effects of taxonomic resolution, functional traits, and data transformation. *Freshwater Science* **32**(3): 762-778.
- Munari C., Manini E., Pusceddu A., Danovaro R. et Mistri M. (2009). Response of BITS (a benthic index based on taxonomic sufficiency) to water and sedimentary variables and comparison with other indices in three Adriatic lagoons. *Marine Ecology* **30**(2): 255-268.
- Musco L., Mikac B., Tataranni M., Giangrande A. et Terlizzi A. (2011). The use of coarser taxonomy in the detection of long-term changes in polychaete assemblages. *Marine Environmental Research* **71**(2): 131-138.
- Muxika I., Borja Á. et Bald J. (2007). Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* **55**(1-6): 16-29. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.05.025.
- Muxika I., Somerfield P. J., Borja Á. et Warwick R. M. (2012). Assessing proposed modifications to the AZTI marine biotic index (AMBI), using biomass and production. *Ecological Indicators* **12**(1): 96-104.
- Myers N., Mittermeler R. A., Mittermeler C. G., Da Fonseca G. A. B. et Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**(6772): 853-858.
- Narayanaswamy B. E., Nickell T. D. et Gage J. D. (2003). Appropriate levels of taxonomic discrimination in deep-sea studies: species vs family. *Marine Ecology Progress Series* **257**: 59-68.
- Naser H. (2011). Human Impact on Marine Biodiversity: Macrobenthos in Bahrain, Arabian Gulf. The importance of Biological interactions in the study of biodiversity, Dr J. López-Pujol (Ed.), ISBN: 978-953-307-751-2, InTech, Available from: <http://www.intechopen.com/books/the-importance-of-biological-interactions-in-the-study-of-biodiversity/human-impacts-on-marine-biodiversity-macrobenthos-in-bahrain-arabian-gulf>.
- Newell R. C., Seiderer L. J. et Hitchcock D. R. (1998). The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **36**: 127-178.

- Nilsson H. C. et Rosenberg R. (2000). Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency: analysed by sediment profile-imaging and by grab samples. *Marine Ecology Progress Series* **197**: 139-149.
- Norro A. (1995). Etude pluridisciplinaire d'un milieu côtier. Approches expérimentale et de modélisation de la Baie de Calvi (Corse). PhD, University de Liège.
- Olsgard F. et Gray J. (1995). A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Marine Ecology Progress Series* **122**: 277-306. DOI: 10.3354/meps122277.
- Olsgard F., Somerfield P. J. et Carr M. R. (1997). Relationships between taxonomic resolution and data transformations in analysis of a macrobenthic community along an established pollution gradient. *Marine Ecology Progress Series* **149**: 173-181.
- Paganelli D., Forni G., Marchini A., Mazziotti C. et Occhipinti-Ambrogi A. (2011). Critical appraisal on the identification of Reference Conditions for the evaluation of ecological quality status along the Emilia-Romagna coast (Italy) using M-AMBI. *Marine Pollution Bulletin* **62**(8): 1725-1735.
- Paganelli D., Marchini A. et Occhipinti-Ambrogi A. (2012). Functional structure of marine benthic assemblages using Biological traits Analysis (BTA): A study along the Emilia-Romagna coastline (Italy, North-West Adriatic Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science* **96**: 245-256.
- Papadopoulou K. N., Markantonatou V. et Smith C. J. (2011). The Mediterranean Sea: Additional information on status of threatened ecological characteristics relevant to the Marine Strategy Framework Directive. ODEMM.
- Pearson T. H. et Rosenberg R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **16**: 229-311.
- Pelaprat C., Agreil M., Chery A. et Lejeune P. (2006). Etat zéro aux alentours de l'émissaire de Calvi.
- Pelaprat C., Chéry A. et Lejeune P. (2007). Synthèse des Données Marines de Stareso sur la Corse, DMS.
- Pérès J. M. (1967). The mediterranean benthos. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **5**: 449-533.
- Pérès J. M. et Picard J. (1964). Nouveau Manuel de Bionomie benthique de la Mer Méditerranée.
- Pielou E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* **13**(0): 131-144. DOI: 10.1016/0022-5193(66)90013-0

- Pinedo S., Jordana E. et Ballesteros E. (2014). A critical analysis on the response of macroinvertebrate communities along disturbance gradients: description of MEDOCC (MEDiterranean OCCidental) index. *Marine Ecology*: 1-14.
- Pinto R., Patrício J., Baeta A., Fath B. D., Neto J. M. et Marques J. C. (2009). Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators* **9**(1): 1-25. DOI: 10.1016/j.ecolind.2008.01.005.
- REFCOND (2003). Principles and methods for establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters.
- Rhoads D. C., McCall P. L. et Yingst J. Y. (1978). Disturbance and Production on the Estuarine Seafloor: Dredge-spoil disposal in estuaries such as Long Island Sound can be managed in ways that enhance productivity rather than diminish it. *American Scientist* **66**(5): 577-586.
- Richir J., Abadie A., Binard M., Biondo R., Borges A., Cimiterra N., Collignon A., Champenois W., Donnay A., Fréjefond C., Gobert S., Goffart A., Lepoint G., Pelaprat C., Pere A., Sirjacobs D., Thomé J.-P., Volpon A. et Lejeune P. (2015). STARECAPMED (STAtion of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts) - Année 2014. Rapport de recherches. STARESO.
- Richir J., Salivas-Decaux M., Lafabrie C., Lopez y Royo C., Gobert S., Pergent G. et Pergent-Martini C. (2015b). Bioassessment of trace element contamination of Mediterranean coastal waters using the seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Environmental Management* **151**: 486-499. DOI : 10.1016/j.jenvman.2014.11.015.
- Riera R. et de-la-Ossa-Carretero J. A. (2014). Response of benthic opportunistic polychaetes and amphipods index to different perturbations in coastal oligotrophic areas (Canary archipelago, North East Atlantic Ocean). *Marine Ecology* **35**(3): 354-366.
- Rosenberg R., Blomqvist M., Nilsson H., Cederwall H. et Dimming A. (2004). Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* **49**(9-10): 728-739. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2004.05.013.
- Rosenberg R., Grémare A., Amouroux J.-M. et Nilsson H. C. (2003). Benthic habitats in the northwest Mediterranean characterised by sedimentary organics, benthic macrofauna and sediment profile images. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **57**(1-2): 297-311. DOI: 10.1016/s0272-7714(02)00356-6.

- Rumohr H. et Karakassis I. (1999). Comparison of multivariate patterns: different taxonomic levels in macrofaunal analysis versus sediment profiling imagery (SPI). *Marine Ecology Progress Series* **190**: 125-132. DOI: 10.3354/meps190125.
- Sanchez-Moyano J. E., Fa D. A., Estacio F. J. et Garcia-Gomez J. C. (2006). Monitoring of marine benthic communities and taxonomic resolution: An approach through diverse habitats and substrates along the Southern Iberian coastline. *Helgoland Marine Research* **60**(4): 243-255.
- Shannon C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal* **27**: 279-423, 623-656.
- Shannon C. E. et Weaver W. (1949). *The mathematical theory of communication*. Urbana, Illinois, University of Illinois Press.
- SieCorse, Eau de France, 2015, L'eau dans le bassin de Corse, fiche d'état des eaux. <http://siecorse.eaurmc.fr>, dernier accès le 08/02/2016
- Simas T. C., Ribeiro A. P. et Ferreira J. G. (2001). Shrimp—a dynamic model of heavy-metal uptake in aquatic macrofauna. *Environmental Toxicology and Chemistry* **20**(11): 2649-2656. DOI: 10.1002/etc.5620201134.
- Simboura N. et Reizopoulou S. (2008). An intercalibration of classification metrics of benthic macroinvertebrates in coastal and transitional ecosystems of the Eastern Mediterranean ecoregion (Greece). *Marine Pollution Bulletin* **56**(1): 116-126. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.09.042.
- Simboura N. et Zenetos A. (2002). Benthic indicators to use in Ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystem, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science* **3**(2): 77 - 111.
- Simboura N., Sahin G. K., Panagoulia A. et Katsiaras N. (2010). Four new alien species on the coasts of Greece (Eastern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science* **11**(2): 341-352.
- Snelgrove P. V. R. (1998). The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation* **7**: 1123 - 1132.
- Somerfield P. J. et Clarke K. R. (1995). Taxonomic levels, in marine community studies, revisited. *Marine Ecology Progress Series* **127**: 113 - 119.
- Stora G., Bourcier M., Arnoux A., Gerino M., Le Campion J., Gilbert F. et Durbec J. P. (1999). The deep-sea macrobenthos on the continental slope of the northwestern Mediterranean Sea: a quantitative approach. *Deep-Sea Research I* **46**: 1339 - 1368.
- Subida M. D., Drake P., Jordana E., Mavrič B., Pinedo S., Simboura N., Torres J. et Salas F. (2012). Response of different biotic indices to gradients of organic enrichment in Mediterranean coastal waters: Implications of

- non-monotonic responses of diversity measures. *Ecological Indicators* **19**(0): 106-117. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.07.021
- Tanner J. E. (2011). Utilisation of the invasive alga *Caulerpa taxifolia* as Habitat by faunal assemblages in the Port River-Baker Inlet Estuary, South Australia. *Estuaries and Coasts* **34**: 831-838.
- Tataranni M. et Lardicci C. (2010). Performance of some biotic indices in the real variable world: A case study at different spatial scales in North-Western Mediterranean Sea. *Environmental Pollution* **158**(1): 26-34.
- Tataranni M., Maltagliati F., Floris A., Castelli A. et Lardicci C. (2009). Variance estimate and taxonomic resolution: An analysis of macrobenthic spatial patterns at different scales in a Western Mediterranean coastal lagoon. *Marine Environmental Research* **67**(4-5): 219-229.
- Teixeira H., Salas F., Borja Á., Neto J. M. et Marques J. C. (2008b). A benthic perspective in assessing the ecological status of estuaries: The case of the Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators* **8**(4): 404-416. DOI: 10.1016/j.ecolind.2007.02.008.
- Teixeira H., Salas F., Neto J. M., Patrício J., Pinto R., Veríssimo H., García-Charton J. A., Marcos C., Pérez-Ruzafa A. et Marques J. C. (2008). Ecological indices tracking distinct impacts along disturbance-recovery gradients in a temperate NE Atlantic Estuary - Guidance on reference values. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **80**(1): 130-140. DOI: 10.1016/j.ecss.2008.07.017.
- Terlizzi A., Bevilacqua S., Fraschetti S. et Boero F. (2003). Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. *Marine Pollution Bulletin* **46**(5): 556-561.
- Tomassetti P., Gennaro P., Lattanzi L., Mercatali I., Persia E., Vani D. et Porrello S. (2016). Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farms: Case studies. *Aquaculture* **450**: 262-272. DOI : 10.1016/j.aquaculture.2015.07.019
- Tweedley J. R., Warwick R. M., Clarke K. R. et Potter I. C. (2014). Family-level AMBI is valid for use in the north-eastern Atlantic but not for assessing the health of microtidal Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **141**(0): 85-96. DOI: 10.1016/j.ecss.2014.03.002
- UNEP (2006). Classification of benthic marine habitat types fro the Mediterranean region.
- UNEP-MAP-RAC/SPA (2010). The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities.
- Urkiaga-Alberdi J., Pagola-Carte S. et Saiz-Salinas J. I. (1999). Reducing effort in the use of benthic bioindicators. *Acta Oecologica* **20**(4): 489-497. DOI: 10.1016/s1146-609x(99)00119-8.

- Vanderklift M. A., Ward T. J. et Jacoby C. A. (1996). Effect of reducing taxonomic resolution on ordinations to detect pollution-induced gradients in macrobenthic infaunal assemblages. *Marine Ecology Progress Series* **136**: 137 - 145.
- Vermeulen S., Sturaro N., Gobert S., Bouquegneau J.-M. et Lepoint G. (2011). Potential early indicators of anthropogenically derived nutrients: a multiscale stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* **422**: 9-22. DOI: 10.3354/meps08919
- Warwick R. M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* **92**: 557 - 562.
- Warwick R. M. (1988). Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology-Progress Series* **46**: 167 -176.
- Warwick R. M. (1988). Effects on community structure of a pollutant gradient - Introduction. *Marine Ecology Progress Series* **46**: 149.
- Warwick R. M. (1988). The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* **19**(6): 259-268. DOI: 10.1016/0025-326x(88)90596-6.
- Warwick R. M., Clarke R. K. et Somerfield P. J. (2010). Exploring the marine biotic index (AMBI): variations on a theme by Ángel Borja. *Marine Pollution Bulletin* **60**(4): 554-559.
- Weisberg S. B., Thompson B., Ranasinghe J. A., Montagne D. E., Cadien D. B., Dauer D. M., Diener D., Oliver J., Reish D. J., Velarde R. G. et Word J. Q. (2008). The level of agreement among experts applying best professional judgment to assess the condition of benthic infaunal communities. *Ecological Indicators* **8**(4): 389-394. DOI: 10.1016/j.ecolind.2007.04.001.
- Wentworth C. K. (1922). A Scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology* **30**(5): 377-392.
- WFD (2000). Directive Cadre Eau Européenne. 2000/60/CE.
- Word J. Q. (1979). The Infaunal Trophi Index.
- Word J. Q. (1980). Classification of Benthic invertebrates into Infaunal Trophic Index Feeding groups: 103-121.
- Word J. Q. (1990). The Infaunal Trophic Index; a functional approach to benthic community analyses. PhD thesis, University of Washington.
- Working Group 2.4 C. (2000). Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC) - Guidance document n°6 - Transitional and Coastal waters - Typology, Reference and Classification Systems.

- WORMS, 2014, 2015 WoRMS Editorial Board (2016). World Register of Marine Species. Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Last accessed 2016-04-04
- Zenetos A., Siokou-Frangou I., Gotsis-Skretas O. et Groom S. (2002). The Mediterranean Sea -blue oxygen-rich, nutrient-poor waters.European Environment Agency.
- Zenetos A., Todorova V. et Alexendrov A. (2003). Marine biodiversity changes in zoobenthos in the Mediterranean Sea. Conference on Sustainable Development of the Mediterranean and Black Sea Environment, Thessaloniki.

Annexes



Annexe 0 : Tâches annexes et Présentations

Travail effectué

- Biologiste trieuse dans plusieurs études d'impact commanditées à STARESO
- Plongeur professionnel classe II mention B dans le cadre d'étude d'impact commanditée à STARESO
- Echantillonnages dans le cadre de la DCE en 2012 et 2015 sur la façade continentale française et sur le pourtour de la Corse
- Echantillonnages dans le cadre de STARE-CAPMED, en tant que plongeur ou technicienne de surface
- Tri des échantillons dans le cadre de STARE-CAPMED 2011 et 2012 et détermination et recensement des organismes macrobenthiques prélevés
- Encadrement de stagiaires

Présentation orale ou poster

- Présentation orale "Le Macrobenthos de substrats meubles" à destination du grand public lors de conférences données à STARESO pour les touristes plongeurs
- Présentation orale "Le Macrobenthos de substrats meubles" à destination d'étudiants de Licence ou de Master
- Présentation orale et poster "Soft-bottom macrobenthos monitoring in the framework of the STARE-CAPMED program" au congrès du CIESM à Marseille en 2013. ORBI : 2268/159141
- Poster "Taxonomic sufficiency for soft-bottom macrozoobenthos long term study – A case study in Corsica" au congrès de Zoologie à Liège en 2014. ORBI: 2268/176711
- Poster: "Trace element kinetics in cages *Mytilus galloprovincialis*" au congrès de Zoologie à Liège en 2014. ORBI: 2268/175185
- Présentation orale "Soft-bottom macrofauna monitoring under anthropogenic influences in Calvi Bay, Corsica. Methodological simplifications" au BEWG meeting tenu à STARESO en 2015. ORBI: 2268/181457
- Poster: "Trace metal speciation? An essential aspect of biomonitoring to avoid wrong conclusions" au DGT Conference 2015. ORBI: 2268/188722

- Présentation orale: "DGTs, a complementary tool towards more efficient practices" au DGT Conference 2015. ORBI: 2268/187808
- Présentation orale: "Station of Reference and Research of local and global anthropogenic pressure on Mediterranean ecosystems drifts: The STARECAPMED project" au 5th annual World Conference of Aquaculture and Fisheries ORBI: 2268/189135
- Présentation orale "Simplified methodology to study soft-bottom macrofauna in Corsica, France – Fish farming influence study case" au BEWG meeting tenu à Lisbonne en 2016. ORBI: 2268/198478

Articles ou rapports

- Donnay A., Pelatrat C., Lejeune P. et Gobert S. (2013) An adapted staining-destaining method to sort soft-bottom macrobenthic mixed *with Posidonia oceanica* fibers. Mediterranean Marine Science, 14/1, 92-94 ORBI: 2268/144531
- Donnay A., Pelatrat C., Lejeune P. et Gobert S. (XXXX). J'MAMBI; an adapted index to define the Ecological quality status of the marine environment based on soft-bottom macrobenthos in Corsica Article. en preparation
- Michel L., Abadie A., Binard M., Biondo R., Borges A., Collignon A., Champenois W., Chéry A., Donnay A., Gobert S., Goffart A., Hecq J.-H., Pelatrat C., Pere A., Plaza S., Thomé J.-P., Volpon A. et Lejeune P. (2013). STARE-CAPMED (STATION of Reference on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts): Rapport d'activité - Année 2012. STARESO SAS. 138 p. ORBI: 2268/123368
- Richir J., Abadie A., Binard M., Biondo R., Borges A., Cimiterra N., Collignon A., Champenois W., Donnay A., Fréjefond C., Gobert S., Goffart A., Lepoint G., Pelatrat C., Pere A., Sirjacobs D., Thomé J.-P., Volpon A. et Lejeune P. (2015). STARECAPMED (STATION of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts) - Année 2014. Rapport de recherches. STARESO. ORBI: 2268/187710

Annexe 1: Article sur la méthode de coloration et décoloration

An adapted staining-destaining method to sort soft-bottom macrobenthos mixed with *Posidonia oceanica* fibers

A. DONNAY^{1,2}, C. PELAPRAT², P. LEJEUNE² and S. GOBERT¹

¹MARE Centre, Laboratory of Oceanology, University of Liège, Bat. B6C, B-4000 Liège 1, Belgium

²STARESO SA, Pointe Revellata, BP 33, F-20260 Calvi, France

Corresponding author: annick.donnay@stareso.com

Received: 3 February 2012; Accepted: 3 September 2012; Published on line: 26 February 2013

Abstract

Sorting of soft-bottom macrobenthos entangled with *Posidonia oceanica* fibers is time-consuming and tedious because of the weak color contrast. This paper describes a staining-destaining technique that produces good contrast between soft-bottom macrobenthos and *Posidonia oceanica* fibers. The method has been tested on Corsican samples in oligotrophic areas characterized by small-size soft-bottom macrofauna. Our technique saves sorting time (-24%) and is simple to implement.

Keywords: Staining, Destaining, Macrobenthos, Sorting, *Posidonia oceanica* fibers, Soft-bottom.

Introduction

Study of soft-bottom macrobenthos is one of the common methods used in the assessment of coastal water quality in many parts of the world (e.g.: Labrune *et al.*, 2007; Dauvin *et al.*, 2007; Mangialajo *et al.*, 2007; Massé, 2000). The implementation of biotic indices based on this assemblage requires sample processing. In the Mediterranean Sea, the sorting is the most time-consuming step, especially when *Posidonia oceanica* (L.) Delile 1813 fibers, coming from adjacent meadows, are present in abundance.

Around Corsica, the oligotrophic seawater conditions are characterized by small-size soft-bottom macrobenthos (unpublished data). Moreover, because the *P. oceanica* meadow here is well developed, dead leaves are often exported and degraded outside the bed (e.g.: Mateo & Romero, 1997), and it is very common to find these seagrass fibers mixed in with sampled sediment.

Generally, a flotation technique is used to separate the sediment and the lighter fraction including the dead macrofauna. In our case, this low-density fraction also includes the *P. oceanica* fibers. To facilitate sorting, a staining technique is usually used, but all organic matter, including plant fibers, is colored. Therefore, it would be advantageous to find an agent with low staining power on *P. oceanica* fibers.

The main objective of this study was to adapt the staining method to facilitate the sorting of the floating fraction composed of soft-bottom macrobenthos and *P.*

oceanica fibers. Moreover, as the natural pigmentation of soft-bottom animals is necessary for identification, the possibility of destaining the fauna after the sorting step was also investigated.

Material and Methods

Sediment samples were collected along the Corsican coast at different sites by scuba diving with an Ekman grab (0.09 m²) and treated following the ISO Standard 16665 (ISO, 2005).

Each sample was separated by the flotation technique and only the lighter fraction was treated by staining.

Four common stains were tested: rose bengal, methylene blue, lugol, and eosin [2% aqueous eosin and 2% laboratory eosin B as suggested by Williams (1974)].

Stains were individually tested to achieve optimum contrast between soft-bottom macrobenthos and *P. oceanica* fibers. When the best stain with the maximum contrast observed was determined, the volume of this stain (2 ml, 4 ml, or 8 ml per 25 g of mixture) was refined. When the best stain and volume were found, different staining times (5, 10, 15, and 30 min) were tested to determine which time resulted in the greatest contrast between animals and *P. oceanica* fibers.

The time saved using the best stain was determined by comparing the sorting time between two conditions (uncolored macrobenthos in a black background basin (classical method) vs. colored macrobenthos in a white

background basin (adapted method)). Timings of two sorters, one a beginner and one an expert, were compared.

Two destaining solutions were tested: 95% ethanol (Williams, 1974) and an alkaline solution (pH = 9) (Thiel, 1966). Three combinations of destaining solution were tested: ethanol alone, alkaline solution alone, and an ethanol-alkaline solution mixed bath (1:1). The optimum conditions were determined and then repeated several times to verify performance.

Results

Only eosin solutions were effective at improving the contrast between soft-bottom macrobenthos and *P. oceanica* fibers. In fact, the two variants of eosin tested both have a good affinity for macrobenthos and were not permanently fixed on *P. oceanica* fibers (Table 1). Subsequently, only 2% aqueous eosin, which is cheaper and easier to obtain, was used for the next steps of this study.

A volume of 4 ml of eosin per 25 g of mixture gave the best distinction between animals and plant fibers.

Table 1: Staining of soft-bottom macrobenthos-plant fibers.

Tested stain	Coloration effect
Rose bengal	All fibers (animals and plant fibers)
Methylene blue	All fibers (animals and plant fibers)
Lugol	None
2% Aqueous eosin	Animal only
2% Eosin B	Animal only

A staining time of 15 min resulted in good contrast after the cleaning and discharging steps (Table 2).

Using this process, both sorters were significantly faster when sorting a colored soft-bottom macrobenthos-*P. oceanica* fibers mix: the beginner saved 22% of time and the expert saved 26% when they used the adapted method vs. the classical method ($p \leq 0.05$, Table 3).

When the staining was done immediately before sorting, the destaining consisted of one bath with 95% ethanol. When staining was completed some hours before use, the destaining consisted of two baths using alkaline solution (Table 4). In the latter case, each bath was 30 min in duration: the first one with only alkaline solution, the second with the alkaline solution and 95% ethanol in a 1:1 mix. Finally, in all cases, organisms were stored in 95% ethanol.

An outline of the method is shown in Table 5.

Conclusions

This paper describes an adapted technique to facilitate the sorting of macrobenthos entangled with *P. oceanica* fibers. The optimum results were obtained by staining the flotation part of a sample with 2% eosin solution in a proportion of 4 ml of solution per 25 g of mixture for a coloration time of 15 min followed by a cleaning-discharging step. This technique allows a mean time-saving in the separation process of 24%. The destaining method (using 95% ethanol solution or an alkaline solution) helps to preserve the natural pigmentation of organisms after a maximum time of 1 h.

Table 2: Staining time (min) of eosin and observed effects on soft-bottom macrobenthos and on *P. oceanica* fibers.

Time (min)	Effects on soft-bottom macrobenthos	Effects on <i>P. oceanica</i> fibers
5	Few organisms, weakly colored	No color
10	Weakly colored	Very weakly colored
15	Well colored	Weakly colored, rapidly disgorged
30	Well colored	Colored and destained after 2 h

Table 3: Total number (n) of basins sorted, time (min) to sort 25g of sample (uncolored = uncolored macrobenthos sorted on black background (classical method); colored = colored macrobenthos sorted on white background (adapted method)) and time saving (%).

	Total (n)	Uncolored time (min)	Colored time (min)	Time saving (%)	p-value
Beginner	66	40min5s ± 18s (n = 38)	31min51s ± 17s (n = 28)	22	p ≤ 0.05
Expert	71	25min22s ± 10s (n = 42)	18min46s ± 9s (n = 29)	26	p ≤ 0.05

Table 4: Method used and observed effect of tested destaining agent.

Destaining agent	Use	Effect
95% Ethanol	Directly after staining	Good artificial destain
Alkaline solution	A long time after staining	After two baths: good destain

Table 5: Outline of proposed method.

Step
1. Clean the sample with seawater and separate the heavy from floating fractions by the flotation technique (repeat, if necessary)
2. Weigh the floating fraction to determine the quantity of eosin to be used
3. Color the sample with an eosin-seawater mix (proportion: 4 ml of eosin per 25 g of mixture) for exactly 15 min
4. Clean the floating fraction with seawater
5. Place the sieve with the floating fraction in a box with seawater for destaining
6. Just before sorting, rinse the floating fraction again, then proceed to sorting
7. Keep the extracted soft-bottom macrobenthos in 95% ethanol

Acknowledgements

We thank Luisa Rode for her help during the experiment, Sylvain Plaza and Stephen Mauron for their help during the sampling process, and anonymous referees for their comments. We also thank Kelly Stiver from Ecology and Evolutionary Biology, Yale University, and ISLV Editing and Translation Services from University of Liège for the language reviewing. This study was funded by the French Community of Belgium (RACE project, ARC-05/10-333), by the FNRS: FC19442/2.4.502.08.F, and the Stare-CapMed research project (Agence de l'eau RMC and Collectivité Territoriale de Corse). This publication is a MARE publication n°229.

References

- Dauvin, J.-C., Ruellet, T., Desroy, N., Janson, A.-L., 2007. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: Use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (1-6), 241-257.
- ISO, 2005. *Water quality: guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft-bottom macrofauna*. ISO/FDIS 16665:2005(E), 30 pp.
- Labrune, C., Grémare, A., Guizien, K., Amouroux, J.-M., 2007. Long-term comparison of soft-bottom macrobenthos in the Bay of Banyuls-sur-Mer (north-western Mediterranean Sea): a reappraisal. *Journal of Sea Research*, 58 (2), 125-143.
- Mangialajo, L., Ruggieri, N., Asnaghi, V., Chiantore, M., Povero, P. *et al.*, 2007. Ecological status in the Ligurian Sea: the effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (1-6), 30-41.
- Massé, H.L., 2000. Long-term changes in sand-bottom macrofauna along the coast of Provence (northwest Mediterranean Sea). *Oceanologica Acta*, 23 (2), 229-242.
- Mateo, M.A., Romero, J., 1997. Detritus dynamics in the seagrass *Posidonia oceanica*: Elements for an ecosystem carbon and nutrient budget. *Marine Ecology Progress Series*, 151, 43-53.
- Thiel, H., 1966. Quantitative Untersuchungen über die Meiofauna des Tiefseebodens. *Veröffentl. Veröffentlichungen des Instituts für Meeresforschung in Bremerhaven*, 2, 131-148.
- Williams, G.E., 1974. New technique to facilitate hand-picking macrobenthos. *Transactions of the American Microscopical Society*, 93 (2), 220-226.

Annexe 2 : Valeur de polluo-sensibilité au niveau de l'espèce, du genre et de la famille

Gr. Taxo Famille et acimikis Autorité			Mots Péruvian Plus Péruvian Médiane Gene et acimikis Autorité			Mots Péruvian Plus Péruvian Médiane Spécial et acimikis			Autorité			Poluo-sensibilité		
Cto	Acidifera	Nelsen, 1995	III	III	Acidifera	III	III	III	III	III	Acidifera	III	III	III
Cto	Acidifera	Nelsen, 1995	III	III	Acidifera	III	III	III	III	III	Acidifera	III	III	III
Cto	Acidifera	Herdman, 1882	III	III	Acidifera	III	III	III	III	III	Acidifera	III	III	III
Cto	Branchiostomidae	Bonaparte, 1846	I	I	Branchiostoma	I	I	I	I	I	Branchiostoma	I	I	Branchiostoma
Cto	Cheloniidae	Forbes & Hanley, 1848	NA	NA	Chelonia	NA	NA	NA	NA	NA	Chelonia sp.	NA	NA	Chelonia
Cto	Diatrypa	Sieffer, 1906	NA	NA	Diatrypa	NA	NA	NA	NA	NA	Diatrypa	NA	NA	Diatrypa
Cto	Meligulidae	Lacaze-Duthiers, 1877	I	I	Meligula	I	I	I	I	I	Meligula sp.	I	I	Meligula
Cto	Polychaeta	Milne-Edwards, 1841	NA	NA	Polychaeta	NA	NA	NA	NA	NA	Polychaeta	NA	NA	Polychaeta
Cto	Tunicata	Lamarck, 1816	ignore	ignore	Tunicata	ignore	ignore	ignore	ignore	ignore	Tunicata	ignore	ignore	ignore
Cto	Actinia	Rafinesque, 1815	II	II	Actinia	II	II	II	II	II	Actinia sp.	II	II	Actinia
Cto	Edwardsiidae	Andrea, 1881	II	II	Scalanthus	II	II	II	II	II	Scalanthus callinorphus	II	II	Scalanthus
Cto	Habrocladidae	Verrill, 1899	I	I	Peachia	I	I	I	I	I	Peachia sp.	I	I	Peachia
Cto	Homothalidae	Coligny, 1932	I	I	Homothalidae	I	I	I	I	I	Homothalidae	I	I	Homothalidae
Cto	Sagartidae	Gosse, 1855	I	I	Sagarta	I	I	I	I	I	Sagarta sp.	I	I	Sagarta
Cto	Alphidae	Rafinesque, 1815	II	II	Alphus	II	II	II	II	II	Alphus glaber	II	II	Alphus
Cto	Alphidae	Rafinesque, 1815	I	I	Athanas	I	I	I	I	I	Athanas nitens	I	I	Athanas
Cto	Ampelidae	Kroyer, 1842	I	I	Ampelica	I	I	I	I	I	Ampelica brevicornis	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica diadema	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica gibba	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica intermedia	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica leloyeri	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica mulliniana	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica provincialis	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica pseudostasi	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica pseudomulliniana	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica ruffoi	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica stasi	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica sp.	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica spinipes	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica tenuicornis	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica truncata	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica tyrsa	I	I	Ampelica
Cto											Ampelica venerei	I	I	Ampelica
Cto	Amphilocheidae	Boeck, 1871	II	II	Amphilocheus	II	II	II	II	II	Amphilocheus burmeus	II	II	Amphilocheus
Cto	Amphilocheidae										Amphilocheus sp.	II	II	Amphilocheus
Cto	Amphilocheidae	Lafaille, 1816	ignore	ignore	Amphilocheus	ignore	ignore	ignore	ignore	ignore	Amphilocheus	ignore	ignore	Amphilocheus
Cto	Amphilocheidae	Stehling, 1899	I	I	Amphilocheus	I	I	I	I	I	Amphilocheus ferax	I	I	Amphilocheus
Cto	Anthuridae	Loach, 1814	I	I	Anthura	I	I	I	I	I	Anthura amandi	I	I	Anthura
Cto	Anthuridae	Stehling, 1899	I	I	Anthura	I	I	I	I	I	Anthura gracilis	I	I	Anthura
Cto	Auridae		I	I	Auridae	I	I	I	I	I	Auridae	I	I	Auridae
Cto			I	I	Aurone	I	I	I	I	I	Aurone spiniventris	I	I	Aurone
Cto			I	I	Lembos	I	I	I	I	I	Lembos sp.	I	I	Lembos
Cto			I	I		I	I	I	I	I	Lembos websteri	I	I	Lembos
Cto			I	I		I	I	I	I	I	Microdeutopus alpicola	I	I	Microdeutopus
Cto			I	I		I	I	I	I	I	Microdeutopus anomulus	I	I	Microdeutopus
Cto			I	I		I	I	I	I	I	Microdeutopus armatus	I	I	Microdeutopus

Cru											Microdictyos bifidus	Myers, 1977	I
Cru											Microdictyos chaffier	(Bate, 1862)	I
Cru											Microdictyos gyl bodega	Coats, 1853	III
Cru											Microdictyos obtusatus	Myers, 1973	I
Cru											Microdictyos sp.	Coats, 1853	I
Cru											Microdictyos stationis	Della Valle, 1893	I
Cru											Microdictyos versiculatus	(Bate, 1856)	I
Cru	Apeucoidae	Leach, 1814	III	III	III	III	III				Apeucoides spinosus	(M. Sars, 1858)	III
Cru	Apeucoidae		I	I	III	III	III				Apeucoides lateris	(Milne-Edwards, 1828)	III
Cru	Arcturidae	Dana, 1849	I	I	NA	NA	NA				Arcturus longicornis	(Swainson, 1806)	I
Cru											Arcturus sp.	Condiner, 1793	NA
Cru	Arcturidae	Lowry & Stoddart, 1997	II	II	II	II	II				Perrinerella aequilina	(Bate, 1857)	II
Cru	Anyulidae	Lilljeborg, 1865	I	I	I	I	I				Anyulus maculoides	Bellan-Sarini, 1975	I
Cru											Anyulus sp.	Leach, 1815	I
Cru											Anyulus vedmerensis	(Bate & Wierwille, 1862)	I
Cru											Nototopsis falcatus	(Mitzger, 1871)	I
Cru											Nototopsis guttatus	Coats, 1853	I
Cru	Bathyporeidae	d'Udekem d'Acoz, 2011	I	I	I	I	I				Bathyporeia guillermomana	(Bate, 1857)	I
Cru											Bathyporeia leucoglyphalana	Bellan-Sarini, 1973	I
Cru											Bathyporeia lindstromi	Stebbing, 1906	I
Cru											Bathyporeia megalops	Chevreaux, 1911	I
Cru											Bathyporeia nana	Toulmond, 1966	I
Cru											Bathyporeia pedago	(Bate, 1856)	I
Cru											Bathyporeia physophthalma	Bellan-Sarini, 1973	I
Cru											Bathyporeia sarcoea	Bellan-Sarini & Valder, 1988	I
Cru											Bathyporeia sp.	Lindstrom, 1855	I
Cru											Bathyporeia tenuis	Bellan-Sarini & Valder, 1988	I
Cru	Balanoidae	J.L. Binnard, 1972	NA	NA	NA	NA	NA				Balanoida algicola	Della Valle, 1893	NA
Cru	Boudinidae	T. scott, 1901	I	II	II	II	II				Boudinra pulchella	(Sars, 1878)	II
Cru											Boudinra scopoides	(Montagu, 1804)	II
Cru											Boudinra sp.	Goodrich, 1843	II
Cru											Comopsis longipes	(Dohrn, 1869)	II
Cru											Ecocuna ferax	(Fischer, 1872)	II
Cru											Ecocuna sp.	Marcusen, 1894	II
Cru											Iphiseae	Bate, 1856	I
Cru											Iphisea serrata	Sars, 1978	I
Cru											Iphisea sp.	Norman, 1867	I
Cru											Iphisea tenuella	(Bate, 1856)	I
Cru											Iphisea triphosa	Sars, 1878	I
Cru											Vauvillimponia cristata	(Goodrich, 1843)	I
Cru	Callinuridae	Dana, 1852	III	III	III	III	III				Vauvillimponia cristata	Bate, 1858	I
Cru											Neocallinurata truncata	(Gard & Banner, 1890)	III
Cru											Petarrella lyrhena	(Perraud, 1792)	III
Cru	Calligoidae	G.O. Sars, 1893	I	I	I	I	I				Apherusa bipinnata	(Bate, 1857)	III
Cru											Apherusa sp.	Walker, 1891	I
Cru											Apherusa veadrix	Krapp-Schickel, 1979	I

Cru	Caprifoliaceae	Leach, 1814								Leach, 1814	II	Caprifolia acuminifera	
Cru										Mayer, 1890	II	Caprifolia repax	
Cru										Lamarck, 1801	II	Caprifolia sp.	
Cru										Mayer, 1890	II	Caprifolia velutipes	
Cru										Leach, 1814	II	Caprifoliaceae	
Cru										Mayer, 1890	NA	Liriodus e longulus	
Cru										Mayer, 1890	NA	Painipolpus lineus	
Cru										Stäuber, 1769	I	Phidocla maritima	
Cru										(Haller, 1897)	II	Pseudoficus kroyeri	
Cru										Montagu, 1804	III	Pseudoproboscidea grahamii	
Cru	Chlorococcaceae	d'Udekem d'Acoz, 2010								(Lilleborg, 1852)	I	Cheirocratus sarasinii	
Cru										G. Karman, 1977	I	Cheirocratus monodentis	
Cru										Norman, 1867	I	Cheirocratus sp.	
Cru										(Rothke, 1843)	I	Cheirocratus surdewii	
Cru	Crotonaceae	Dana, 1822								(Montagu, 1804)	NA	Conilonis cylietifera	
Cru										Hansen, 1905	I	Eurydice affinis	
Cru										Leach, 1815	I	Eurydice pulchra	
Cru										Leach, 1815	I	Eurydice sp.	
Cru										Hansen, 1890	I	Eurydice spinigera	
Cru										(Norman, 1868)	I	Eurydice truncata	
Cru										(Lilleborg, 1851)	II	Nabatobah beresalis	
Cru										Grube, 1861	II	Colobantia pusilla	
Cru	Colimastrigidae	Stehling, 1899								Leach, 1814	III	Corophidae	
Cru	Corophidae	Leach, 1814								Leach, 1814	III	Corophium orientale	
Cru										Schäfferberg, 1928	III	Corophium sp.	
Cru										Latreille, 1806	III	Corophium sp.	
Cru										Zaddach, 1884	III	Leptochierus	
Cru											III	Leptochierus boginensis	
Cru										(Grube, 1864)	III	Leptochierus guttatus	
Cru										(Boeck, 1882)	III	Leptochierus histriphanus	
Cru										Karman, 1973	III	Leptochierus mahaie	
Cru										(Norman, 1869)	III	Leptochierus percinatus	
Cru										Zaddach, 1844	III	Leptochierus pilosus	
Cru										Zaddach, 1884	III	Leptochierus sp.	
Cru										(Chevreux, 1908)	III	Mesicorophium aculeatum	
Cru										(Stephensen, 1915)	III	Mesicorophium rotundinotre	
Cru										(Costa, 1853)	III	Monocorophium acherustum	
Cru										(Crawford, 1937)	III	Monocorophium melleum	
Cru	Crangonidae	Haworth, 1825								(Linnaeus, 1758)	I	Crangon oration	
Cru										(Hohuis, 1951)	I	Philoclerus monocantibus	
Cru	Creosoteae	Stehling, 1899								Myers, 1969	NA	Cressa crotab	
Cru										Rufo, 1979	NA	Cressa mediterranea	
Cru	Cumacea	Kroyer, 1846								(Costa, 1853)	ignore	Cumacea	
Cru	Decapodidae	Leach, 1814								(Montagu, 1813)	III	Decapniae spiniventris	
Cru										(Norman, 1868)	III	Decapniae spinosa	
Cru										(Boeck, 1862)	NA	Guerea coelebs	
Cru										(Boeck, 1864)	NA	Triplaea gibbosa	
Cru											I	Diatylis cornuta	

Cru										Dianthylis neopolitana	Sers., 1879	I
Cru										Dianthylis rugosa	Sers., 1865	I
Cru										Dianthylis sp.	Siv., 1818	I
Cru										Dianthyloides buccosus	Fage, 1940	I
Cru										Ekleptonylis walkeri	(Cairns, 1907)	NA
Cru										Makrolylyndrus sp.	Siebling, 1912	I
Cru										Calcius tubulatus	(Linnaeus, 1767)	NA
Cru	Digressidae	Ostroman, 1892	II	II	II	II	II	II	II	Digressus pugilator	(Roux, 1829)	II
Cru										Pagurites sermala	(Linnaeus, 1767)	II
Cru										Pagurites sylvensis	de Sait Laurent, 1971	II
Cru	Epilidae	MacLeay, 1838	I	I	I	I	I	I	I	Pisa armata	(Latreille, 1803)	I
Cru	Ethiidae	Günth, 1977	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	Ethusa macanone	(Hirst, 1785)	NA
Cru	Euphausiacea	Dana, 1852	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	Euphausiacea	Dana, 1852	NA
Cru	Gabathodeae	Samouelle, 1819	I	I	I	I	I	I	I	Gabathodeae	Samouelle, 1819	I
Cru	Gammaridae	Leach, 1814	I	I	I	I	I	I	I	Gammarus acricauda	(Malmgren, 1851)	I
Cru										Gammarus inaequalis	Stock, 1866	I
Cru	Gnathidae	Leach, 1814	I	I	I	I	I	I	I	Gnathia dentata	(Sars G.O., 1872)	I
Cru										Gnathia oviculus	(Lilljeborg, 1855)	I
Cru										Gnathia phalloparvus	Morod, 1925	I
Cru										Gnathia sp.	Leach, 1814	I
Cru										Gnathia vorax	(Lucek, 1849)	I
Cru	Goneplodidae	MacLeay, 1838	I	I	I	I	I	I	I	Goneplax rhomboides	(Linnaeus, 1758)	I
Cru	Gonodidae	MacLeay, 1838	II	II	II	II	II	II	II	Pachypropus marconatus	(Fabricius, 1797)	II
Cru	Hippolytidae	Sprengel, 1868	I	I	I	I	I	I	I	Hippolyte inermis	Leach, 1816	I
Cru	Holograptidae	Thomson, 1904	II	II	II	II	II	II	II	Ctenis praealtica	(Risso, 1826)	II
Cru	Hyalidae	Bullcheva, 1937	I	I	I	I	I	I	I	Aphanyle prevostii	(Milne Edwards, 1830)	I
Cru										Hyalacampitonyx	(Heller, 1866)	I
Cru										Hyalacmictti	(Heller, 1866)	I
Cru										Hyalasp.	Rathke, 1837	I
Cru										Hyalasp.	(Linnaeus, 1766)	I
Cru	Ibididae	Samouelle, 1819	II	II	II	II	II	II	II	Ideola linearis	Leach, 1815	II
Cru										Ideola pelagica	Leach, 1815	II
Cru	Inachidae	MacLeay, 1838	I	I	I	I	I	I	I	Stenonema lanceifer	Miers, 1881	NA
Cru										Archeus crenata	Leach, 1817	I
Cru										Inachus laprochus	Leach, 1817	I
Cru										Macropodia deflexa	Ferret, 1978	I
Cru										Macropodia longirostris	(Fabricius, 1775)	I
Cru										Macropodia rotunda	(Linnaeus, 1761)	I
Cru	Iphimediidae	Boeck, 1871	I	I	I	I	I	I	I	Iphimedia univittata	G.O. Sars, 1882	I
Cru	Ischyroceridae	Siebling, 1899	I	I	I	I	I	I	I	Erechtholus punctatus	(Bate, 1857)	I
Cru										Siphonocetes dubiolele	Siebling, 1899	I
Cru										Siphonocetes subleleii	de Rouville, 1894	I
Cru										Siphonocetes sp.	Kroyer, 1845	I
Cru	Leptocheilidae	Lang, 1973	III	III	III	III	III	III	III	Leptocheila avignyi	(Kroyer, 1842)	III
Cru	Leuconidae	Sars, 1878	I	I	I	I	I	I	I	Eubranchia truncatula	(Bate, 1856)	I
Cru										Eubranchia deflexa	(Kroyer, 1846)	NA
Cru										Leucon mediterraneus	Sars, 1878	II

Cru	Leucostidae	Samouelle, 1819		II	II	II	Leath, 1817	II	Eballa cranchi	Leath, 1817
Cru							H. Milne Edwards, 1837	II	Eballa granubia	H. Milne Edwards, 1837
Cru							Leath, 1817	II	Eballa sp.	Leath, 1817
Cru	Leucobolidae	Dana, 1852		NA	NA	NA	(Linnaeus, 1758)	NA	Illa nuda	(Linnaeus, 1758)
Cru				I	I	I	(Robertson, 1892)	I	Leucothea lecta	(Robertson, 1892)
Cru				I	I	I	Boeck, 1861	I	Leucothea liljaborgi	Boeck, 1861
Cru				I	I	I	Karawan, 1971	I	Leucothea obs.	Karawan, 1971
Cru				I	I	I	Krapp-Schickel, 1975	I	Leucothea occulta	Krapp-Schickel, 1975
Cru				I	I	I	Della Valle, 1893	I	Leucothea pachycera	Della Valle, 1893
Cru				I	I	I	Bate, 1857	I	Leucothea procer.	Bate, 1857
Cru				I	I	I	Della Valle, 1893	I	Leucothea serraticarpa	Della Valle, 1893
Cru				I	I	I	Leath, 1814	I	Leucothea sp.	Leath, 1814
Cru	Lijeborgidae	Shubing, 1899		NA	NA	NA	(Schickel, 1973)	I	Leucothea spinicarpa	(Schickel, 1973)
Cru				I	I	I	G.O. Sars, 1894	NA	Kunzeella nana	(Schickel, 1973)
Cru	Limoniidae	White, 1850		III	III	III	Bate, 1862	I	Lijeborgia asatica	Krapp-Schickel, 1975
Cru				I	I	I	Leath, 1814	III	Limonia sp.	Leath, 1814
Cru	Lysianassidae	Dana, 1849		I	I	I	Boeck, 1871	I	Hippomedon dentatus	(Bate, 1857)
Cru				I	I	I		I	Hippomedon dentatus	(Bate, 1857)
Cru				I	I	I		I	Hippomedon masiliensis	Bates-Sumith, 1965
Cru				I	I	I		I	Hippomedon oculatus	Chevreaux & Fige, 1925
Cru				I	I	I		I	Hippomedon sp.	Boeck, 1871
Cru				I	I	I		I	Hippomedon sp.	Boeck, 1871
Cru				I	I	I		I	Lepidopetrum crypticum	Rutfo & Schickel, 1977
Cru				I	I	I		I	Lepidopetrum longicornis	(Bate & Westwood, 1862)
Cru				I	I	I		I	Lysianassa caesia	Rutfo, 1987
Cru				I	I	I		I	Lysianassa costae	(Milne-Edwards, 1830)
Cru				I	I	I		I	Lysianassa imperata	(Lincoln, 1979)
Cru				I	I	I		I	Lysianassa pilicornis	(Heller, 1866)
Cru				I	I	I		I	Lysianassa plumosa	Boeck, 1871
Cru				I	I	I		I	Lysianassa sp.	Milne-Edwards, 1830
Cru				I	I	I		I	Lysianassa longicornis	(Lucas, 1846)
Cru				II	II	II		II	Ochromis similis	(Chevreux, 1912)
Cru				II	II	II		II	Ochromis sp.	Boeck, 1871
Cru				II	II	II		II	Ochromisella nana	(Kryer, 1846)
Cru				I	I	I		I	Socanema filicornis	(Heller, 1866)
Cru				I	I	I		I	Tryphobas longipes	(Bate & Westwood, 1861)
Cru	Mesidae	Krapp-Schickel, 2008		I	I	I		I	Arimocerdicus semiterreus	(Bate, 1862)
Cru				I	I	I		I	Elamopus lirasilensis	(Dana, 1855)
Cru				I	I	I		I	Elamopus sp.	(Hawell, 1879)
Cru				I	I	I		I	Haminae ahangera	(Montagu, 1808)
Cru				I	I	I		I	Macrogramma	Chevreux, 1900
Cru				I	I	I		I	Macro himonidella	Leath, 1814
Cru				I	I	I		I	Macra sp.	Leath, 1814
Cru	Mesidae	Samouelle, 1819		I	I	I		I	Euryome aspera	(Pennant, 1777)
Cru				I	I	I		I	Megalopus masiliensis	LeDoyer, 1976
Cru	Mesidae	Thomas & Bernard, 1986		III	III	III		III	Abildomedia aculeata	(Chevreux, 1911)
Cru				I	I	I		I	Melita hegeris	Reid, 1939
Cru				I	I	I		I	Melita palmaria	(Montagu, 1804)
Cru				I	I	I		I	Melita sp.	Leath, 1814

Cru	Meliphiptidae	Stehling, 1899								II	II	Meliphiptella macra	(Norman, 1869)
Cru	Myiida	Bock, 1883								II	II	Myiida	Bock, 1883
Cru	Myiidae	Haworth, 1825								II	II	Myiida	(San G.O., 1877)
Cru	Nannastidae	Bate, 1866								II	II	Camptopis glabra	Sans, 1878
Cru										II	II	Camptopis macropthalma	Sans, 1878
Cru	Nannozelidae	Manning, 1980								II	II	Nannatactus longirostris	G.O. Sans, 1879
Cru	Nuanosidae	Lowy & Myers, 2013								I	I	Physoquilla euabia	(Risp, 1816)
Cru	Oecoceridae	Liljeborg, 1855								III	III	Gammarella	(Loech, 1814)
Cru										I	I	Deflexoides acutipis	(Lefroyer, 1981)
Cru										I	I	Deflexoides subnudus	(Norman, 1869)
Cru										NA	NA	Halcrona equicornis	(Norman, 1869)
Cru										I	I	Monocloides carinatus	(Bate, 1857)
Cru										I	I	Monocloides sp.	Stimpson, 1853
Cru										II	II	Pericloides aequimanus	(Koraman, 1880)
Cru										II	II	Pericloides longimanus	(Bate & Wetwood, 1868)
Cru										II	II	Pontocrates aeternus	(Bate & Wetwood, 1862)
Cru										I	I	Synchedidaim haphchabes	(Bate, 1858)
Cru										I	I	Synchedidaim longigabatum	(Grube, 1864)
Cru										I	I	Synchedidaim longigabatum	Rufé, 1947
Cru										I	I	Synchedidaim maculatum	Stehling, 1906
Cru										II	II	Westwoodilla rectirostris	(Dalla Valle, 1893)
Cru	Paguridae	Latreille, 1802								I	I	Anapagurus bicorniger	A. Miller-Edwards & Bouvier, 1892
Cru										I	I	Anapagurus bicorniger	Ferrib, 1937
Cru										I	I	Anapagurus brocalesot	(Liljeborg, 1856)
Cru										I	I	Anapagurus chinocanthus	(Liljeborg, 1856)
Cru										I	I	Anapagurus hydrimann	(Bell, 1846)
Cru										III	III	Anapagurus lucis	(Bell, 1846)
Cru										I	I	Anapagurus parvus	Dechaene & Forêt, 1962
Cru										I	I	Anapagurus sp.	Henderson, 1888
Cru										I	I	Anapagurus sp.	Henderson, 1886
Cru										I	I	Centropagurus tardus	(Roux, 1930)
Cru										II	II	Paguridae	Latreille, 1802
Cru										II	II	Pagurus cavanensis	Bell, 1846
Cru										II	II	Pagurus excavatus	(Herbst, 1791)
Cru										II	II	Pagurus forbesii	Bell, 1846
Cru										II	II	Pagurus sp.	Fabricius, 1775
Cru										I	I	Pallemon sp.	Weber, 1795
Cru										NA	NA	Pallemon sp.	(Roux, 1828)
Cru										NA	NA	Palleur caroli	(Latreille, 1825)
Cru										NA	NA	Derianthus angulifrons	(Roux, 1830)
Cru										NA	NA	Parthopodides mazzetta	(Montagu, 1808)
Cru										I	I	Peronobis testudo	Liljeborg, 1855
Cru										I	I	Gammarepis sp.	Norman, 1869
Cru										I	I	Megamphopus ornatus	(Bate & Wetwood, 1862)
Cru										I	I	Pholis longicauda	(Dalla Valle, 1893)
Cru										I	I	Pholis longipes	Krøyer, 1842
Cru										I	I	Pholis sp.	Krøyer, 1842
Cru										I	I	Harpinia	Kurman, 1987
Cru	Phaeophthalidae	Sans, 1891								I	I	Harpinia	Bock, 1876

Moll															Cerebrotrema glabrum	(Brugliare, 1789)	III
Moll															Lacocardium crassum	(Gredin, 1791)	I
Moll															Papillacardium papillosum	(Pol, 1791)	I
Moll															Papillacardium edgatum	(Gredin, 1791)	I
Moll															Papillacardium minimum	(Philippi, 1836)	I
Moll															Papillacardium scabrum	(Philippi, 1844)	I
Moll															Papillacardium scriptum	(Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1892)	I
Moll															Cerithide antiquatus	(Linnaeus, 1758)	I
Moll															Centrocardita acicula	(Pol, 1795)	I
Moll															Theridium vulgatum	(Brugliare, 1792)	II
Moll															Chiton sp.	Linnaeus, 1758	III
Moll															Corbula galba	(Olivé, 1792)	IV
Moll															Cylichna cylindrica	(Pennant, 1777)	II
Moll															Cylichna cylichna	(Linnaeus, 1758)	II
Moll															Gibberula milaria	(Linnaeus, 1758)	II
Moll															Gibberula sp.	Swainson, 1840	II
Moll															Antalis agilis	(M. Sars in G.O. Sars, 1872)	I
Moll															Antalis dentalis	(Linnaeus, 1758)	I
Moll															Antalis entalis	(Linnaeus, 1758)	I
Moll															Antalis inaequicostata	(Dautzenberg, 1891)	I
Moll															Antalis inaequicostata	(Lamarck, 1818)	I
Moll															Antalis inaequicostata	(Chenu, 1843)	I
Moll															Antalis paucicoma	(de Costa, 1778)	I
Moll															Antalis vulgaris	(de Costa, 1778)	I
Moll															Donax armetrichus	(Pol, 1795)	I
Moll															Donax sp.	Linnaeus, 1758	I
Moll															Donax trunculus	Linnaeus, 1758	I
Moll															Donax voluutus	(Gredin, 1791)	I
Moll															Donax venustus	(Pol, 1795)	I
Moll															Ojalis hellenica	(Forbes, 1844)	I
Moll															Eulima glabra	(de Costa, 1778)	I
Moll															Virotina curva	(Montrosato, 1874)	I
Moll															Virotina philippi	(de Rayssal & Pons, 1854)	I
Moll															Fustaria rubescens	(Dehaye, 1825)	I
Moll															Discoides politus	(S. Wood, 1842)	NA
Moll															Discoides politus	(Pennant, 1777)	I
Moll															Rocella dubia	(Linnaeus, 1758)	III
Moll															Glycymeris glycymeris	(Linnaeus, 1758)	III
Moll															Glycymeris nemoralis	(Linnaeus, 1758)	III
Moll															Glycymeris sp.	(de Costa, 1778)	III
Moll															Alys macandrewi	(E. A. Smith, 1872)	II
Moll															Harmoea hydatis	(Linnaeus, 1758)	II
Moll															Harmoea novacula	(de Costa, 1778)	II
Moll															Harmoea orbignyana	(Férussac, 1822)	II
Moll															Harmoea sp.	(Turbin & Kingdon in Carrington, 1830)	II
Moll															Weinbauffia	(Montrosato, 1884)	NA
Moll															Weinbauffia sp.	(Montrosato, 1884)	NA
Moll															Perinella ulvae	(Pennant, 1777)	III
Moll															Ichthyochiton risoi	(Payraudou, 1826)	II
Moll															Lepidochitona depressum	(Scacchi, 1836)	II

Moll	Nordidae	Stewart, 1930							I	I	<i>Sphaera lactea</i>	(Linnaeus, 1758)
Moll	Nuculanidae	H. Adams & A. Adams, 1858 (1854)							I	I	<i>Nuculina pellis</i>	(Linnaeus, 1757)
Moll	Nuculanidae	Gray, 1824							I	I	<i>Nucula nucleus</i>	(Linnaeus, 1758)
Moll									I	I	<i>Nucula sulcata</i>	Bonn, 1831
Moll	Pandoridae	Rafinesque, 1815							I	I	<i>Pandora inaequalis</i>	(Linnaeus, 1758)
Moll	Patalidae	Rafinesque, 1815							I	I	<i>Patalia</i> sp.	Linnaeus, 1758
Moll	Pectinidae	Rafinesque, 1815							I	I	<i>Dreikoptecton vitreus</i>	(Gmelin, 1791)
Moll									I	I	<i>Floerpecten hyalinus</i>	(Poh, 1795)
Moll									I	I	<i>Talochlamys pusio</i>	(Linnaeus, 1758)
Moll	Pergonomatidae	Dall, 1895							NA	NA	<i>Cochlidium prasinum</i>	(Pakewy, 1799)
Moll	Phoridae	H. Adams & A. Adams, 1856							I	I	<i>Eridia</i>	(Linnaeus, 1758)
Moll									I	I	<i>Pharus ligurum</i>	(Linnaeus, 1758)
Moll									I	I	<i>Pharus africanus</i>	(Coeq, 1933)
Moll									I	I	<i>Pharus pellucidus</i>	(Pennant, 1777)
Moll	Philineae	Gray, 1850 (1815)							II	II	<i>Philine aperta</i>	(Linnaeus, 1767)
Moll	Pannomidae	Fleming, 1828							I	I	<i>Gari costulata</i>	(Turton, 1822)
Moll									I	I	<i>Gari depressa</i>	(Pennant, 1777)
Moll									I	I	<i>Gari fenestrata</i>	(Gmelin, 1791)
Moll	Pyramididae	Gray, 1840							I	I	<i>Gari tellinella</i>	(Lamarck, 1818)
Moll	Retriidae	Thieb, 1925							II	II	<i>Turbonilla rufa</i>	(Philippi, 1836)
Moll									III	III	<i>Retusa</i> sp.	T. Brown, 1827
Moll	Semellidae	Seliczka, 1970 (1825)							III	III	<i>Abra alba</i>	(W. Wood, 1802)
Moll									III	III	<i>Abra prismatica</i>	(Montagu, 1803)
Moll									III	III	<i>Abra segmentum</i>	(Recluz, 1843)
Moll									III	III	<i>Abra tenuis</i>	(Montagu, 1803)
Moll									III	III	<i>Scrobicularia plana</i>	(de Costa, 1778)
Moll	Solemyidae	Gray, 1840							I	I	<i>Solemya ligata</i>	(Poh, 1791)
Moll	Tellinidae	Blainville, 1814							I	I	<i>Arcopecten babingtoni</i>	(Linnaeus, 1758)
Moll									I	I	<i>Arcopecten crassa</i>	(Pennant, 1777)
Moll									NA	NA	<i>Gastrea fragilis</i>	(Linnaeus, 1758)
Moll									I	I	<i>Moerella distorta</i>	(Poh, 1791)
Moll									I	I	<i>Moerella donacina</i>	(Linnaeus, 1758)
Moll									I	I	<i>Tellina albicans</i>	Gmelin, 1791
Moll									I	I	<i>Tellina fabula</i>	Gmelin, 1791
Moll									I	I	<i>Tellina pulchella</i>	Lamarck, 1818
Moll									I	I	<i>Tellina pygmaea</i>	Lovelis, 1846
Moll									I	I	<i>Tellina serrata</i>	Bocch, 1814
Moll									I	I	<i>Tellina</i> sp.	Linnaeus, 1758
Moll									I	I	<i>Tellina tenuis</i>	(de Costa, 1778)
Moll	Thraciae	Seliczka, 1970 (1839)							I	I	<i>Thracia phaeoviridis</i>	(Lamarck, 1818)
Moll	Thyasidae	Dall, 1900 (1895)							III	III	<i>Thyasella flexuosa</i>	(Montagu, 1803)
Moll									I	I	<i>Turritella communis</i>	Risso, 1826
Moll	Turritellidae	Loven, 1847							I	I	<i>Turritella turbona</i>	Montenapoli, 1877
Moll	Ungulitidae	Gray, 1854							II	II	<i>Diplodontia tregonia</i>	(Sacco, 1835)
Moll	Velutinidae	Gray, 1840							NA	NA	<i>Lamelletia perspicua</i>	(Linnaeus, 1758)
Moll	Veneridae	Rafinesque, 1815							I	I	<i>Callista chione</i>	(Linnaeus, 1758)

Moll	Chamaelea	Mösch, 1853								I	I	Chamaelea gallina	(Linnaeus, 1758)	I
Moll	Chamaelea	Gray, 1851								I	I	Chamaelea fasciata	(de Costa, 1778)	I
Moll	Dorsalis	Scopoli, 1777								I	I	Dorsalis exolata	(Linnaeus, 1758)	I
Moll	Dorsalis									I	I	Dorsalis lupinus	(Linnaeus, 1758)	I
Moll	Gonidia	C. B. Adams, 1847								I	I	Gonidia melina	(Montagu, 1803)	I
Moll	Myia	Lamarck, 1818								I	I	Myia undata	(Pennant, 1777)	I
Moll	Pitar	Rümer, 1857								II	II	Pitar mediterraneus	(Aradisi & Berenik, 1872)	II
Moll	Pitar											Pitar icidii	(Pak, 1795)	II
Moll	Pitar											Pitar sp.	Römer, 1857	II
Moll	Pollitages	Chamant, 1900								I	I	Pollitages a sareus	(Gmelin, 1791)	I
Moll	Pollitages											Pollitages rhomboides	(Pennant, 1777)	I
Moll	Tinocba	T. Brown, 1827								I	I	Tinocba ovata	(Pennant, 1777)	I
Moll	Turtonia	Alder, 1848								II	II	Turtonia minuta	(Fabricius, 1780)	II
Moll	Venus	Linnaeus, 1758								I	I	Venus canis	(Linnaeus, 1758)	I
Moll	Venus									I	I	Venus verrucosa	(Linnaeus, 1758)	I
Nem	Nemertea									III	III	Nemertea	/	III
Nem	Nemertea									III	III	Nemertea sp.2	/	III
Nema	Nemaboda									III	III	Nemaboda	/	III
Oligo	Oligochaeta									V	V	Oligochaeta	/	V
Oligo	Tubificidae	Vejvodsky, 1884								V	V	Ateudius monocarpus/methuensis	Kröllner, 1935	V
Ostr	Cypridinidae	Baril, 1850								II	II	Cypridina mediterranea	Clust	II
Ostr	Nebalidae	Sarouelle, 1819								V	V	Cypridina sp.	Milne-Edwards, 1840	II
Ostr	Ostracoda	Latreille, 1802								V	V	Nebalis bipes	(Fabricius, 1780)	V
Ostr	Ostracoda	Hälsdick, 1888								V	V	Nebalis sp.	Leach, 1814	V
Pho	Phoronis									II	II	Ostracoda	Latreille, 1802	Ignore
Pho	Euryptelidae	Lang, 1884								II	II	Phoronis psammophila	Cort, 1889	II
Pho	Euryptelidae	Simpson, 1857								II	II	Phoronis sp.	Wright, 1856	II
Pho	Euryptelidae	Lang, 1884								II	II	Prothecareus vittatus	(Montagu, 1815)	II
Pho	Leptoplana	Lang, 1884								II	II	Leptoplana sp.	Ehrenberg, 1831, sensu Lang, 1884	II
Pho	Phlyxelinthidae	Lang, 1884								II	II	Phlyxelinthidae	/	II
Pho	Prothecostomidae	Lang, 1884								II	II	Prothecostomum	Quatrefage, 1845	II
Pho	Prothecostomidae	Blaise, 1969								II	II	Microchaeta chalcensis	(M. Sars, 1835)	II
Poli	Ampharontidae	Malmgren, 1866								I	I	Amarge adigera	(Grube, 1853)	I
Poli	Ampharontidae									I	I	Amarge gallasi	Marion, 1875	I
Poli	Ampharontidae									I	I	Ampharonte firmatica	(M. Sars, 1865)	I
Poli	Ampharontidae									I	I	Ampharonte ignifera	Malmgren, 1865	I
Poli	Ampharontidae									I	I	Ampharonte sp.	Malmgren, 1866	I
Poli	Ampharontidae									III	III	Ampharontidae	Malmgren, 1866	III
Poli	Ampharontidae									III	III	Ampharonte guineae	(M. Sars, 1835)	III
Poli	Ampharontidae									III	III	Ampharonte gracilis	(Malmgren, 1866)	III
Poli	Ampharontidae									III	III	Ampharonte palmita	Grube, 1870	III
Poli	Ampharontidae									III	III	Ampharonte	(Fauvel, 1909)	III
Poli	Ampharontidae									NA	NA	Nesobalidites oceanica	(Fauvel, 1909)	NA
Poli	Ampharontidae									II	II	Sabalidites octocrata	(M. Sars, 1835)	II
Poli	Ampharontidae									NA	NA	Sosane sulcata	Malmgren, 1866	II
Poli	Ampharontidae									I	I	Aphrodita aculeata	(Linnaeus, 1758)	I
Poli	Ampharontidae									II	II	Laetmionice hyalina	(Schäffer in Lamarck, 1818)	II

Poll	Apitotrichidae	Merrill & Coulter, 1938	Pentagonia	Chapuis, 1868	II	II	Pentagonia chrysozona	(Baird, 1865)	II
Poll	Avenoidae	Johnston, 1835	Apitotrichus	Loewen, 1883	I	I	Apitotrichus tullbergi	(Theis, 1879)	I
Poll			Abarenobola	Webb, 1959	I	I	Abarenobola claguei	(Levensen, 1884)	I
Poll			Avenicola	Lamarck, 1801	I	I	Avenicola sp.	Lamarck, 1801	I
Poll			Avenicoides	Merrill, 1898	I	I	Avenicoides bianchialis	(Audouin & Milne Edwards, 1833)	I
Poll	Capitellidae	Grube, 1862	Capitella	Blainville, 1828	V	V	Capitella capitata	(Polaris, 1780)	V
Poll					V	V	Capitella minima	Langerhans, 1881	V
Poll					V	V	Capitella sp.	Blainville, 1828	V
Poll			Capitellae	Grube, 1862	V	V	Capitellae	Grube, 1862	V
Poll			Dayliranchus	Grube, 1850	III	III	Dayliranchus caducus	(Grube, 1846)	III
Poll					IV	IV	Dayliranchus sp.	Grube, 1850	III
Poll			Heteromastus	Erig., 1887	IV	IV	Heteromastus filiformis	(Chapuis, 1864)	IV
Poll			Marobanchus	Erig., 1887	V	V	Marobanchus tricheta	Erig., 1887	V
Poll			Mediomastus	Hartman, 1944	III	III	Mediomastus sp.	Hartman, 1944	III
Poll			Notomastus	Sars, 1850	III	III	Notomastus hirsutus	Sars, 1851	III
Poll					III	III	Notomastus lineatus	(Chapuis, 1869)	III
Poll					III	III	Notomastus profundus	(Erig., 1887)	III
Poll					III	III	Notomastus sp.	Sars, 1850	III
Poll			Penicillia	Harmelin, 1968	III	III	Penicillia sp.	Harmelin, 1968	III
Poll			Pseudomastus	Capaccioni-Azzas & Martin, 1992	V	V	Pseudomastus debilis	Capaccioni-Azzas & Martin, 1992	V
Poll	Chaetopteridae	Audouin & Milne Edwards, 1833	Chaetopterus	Cuvier, 1830	I	I	Chaetopterus variegatus	(Renier, 1834)	I
Poll			Spiochaetopterus	Sars, 1853	III	III	Spiochaetopterus costarum	(Chapuis, 1869)	I
Poll					I	I	Spiochaetopterus typicus	M. Sars, 1856	III
Poll	Chrysopetalidae	Ehlers, 1864	Chrysopetalum	Ehlers, 1864	I	I	Chrysopetalum debile	(Grube, 1855)	I
Poll	Cratullidae	Ceas., 1863	Aphelobacheta	Blake, 1991	IV	IV	Aphelobacheta filiformis	(Kieferstein, 1862)	III
Poll					IV	IV	Aphelobacheta meriani	(Saint-Joseph, 1894)	IV
Poll			Caulierella	Chamberlin, 1919	IV	IV	Aphelobacheta sp.	Blake, 1991	IV
Poll					IV	IV	Caulierella abita	(Southern, 1914)	IV
Poll					IV	IV	Caulierella bioculata	(Kieferstein, 1862)	IV
Poll					IV	IV	Caulierella sp.	Chamberlin, 1919	IV
Poll			Chaetone	Malmgren, 1867	IV	IV	Chaetonea caputhecis	(Langhans, 1880)	IV
Poll					IV	IV	Chaetonea carpatensis	(Mintosh, 1911)	IV
Poll					IV	IV	Chaetonea corona	(Saint-Joseph, 1894)	IV
Poll					IV	IV	Chaetonea gibber	Milne-Edwards & Berkeley, 1841	III
Poll					IV	IV	Chaetonea arborea	Woodham & Chambers, 1994	IV
Poll					IV	IV	Chaetonea sp.	Malmgren, 1867	IV
Poll					IV	IV	Chaetonea sp.	Malmgren, 1867	IV
Poll			Cratullidae	Ceas., 1863	IV	IV	Cratullus cinctus	Ceas., 1863	IV
Poll					IV	IV	Cratullus sp.	(O. F. Müller, 1776)	IV
Poll					IV	IV	Cratullus sp.	Lamarck, 1818	IV
Poll					IV	IV	Cirriformia chrysozona	(Chapuis, 1869)	IV
Poll					IV	IV	Cirriformia tentaculata	(Montagu, 1808)	IV
Poll					IV	IV	Dodecaeris concharum	Orsted, 1843	IV
Poll					IV	IV	Dodecaeris sp.	Orsted, 1843	IV
Poll			Monticellina	Lauber, 1961	IV	IV	Monticellina heterocheta	Lauber, 1961	IV

Pol	Goniidae	Knieberg, 1866	NA	II	II	Glycete	Miller, 1958	Marion & Bobretsky in Marion, 1874	II	II	Glycete unicoloris	Savigny in Lamarck, 1818
Pol			NA	II	II	Goniada	Audouin & Milne-Edwards, 1833		II	II	Glycete nordmanni	(Malmgren, 1866)
Pol									II	II	Goniada ementa	Audouin & Milne-Edwards, 1833
Pol									II	II	Goniada maculata	Ottest, 1843
Pol									II	II	Goniada novae-ga	Ottest, 1845
Pol									II	II	Goniada sp.	Audouin & Milne-Edwards, 1833
Pol	Hesionidae	Grube, 1850	NA	NA	II	Gyrtis	Marion & Bobretsky in Marion, 1874		II	II	Gyrtis propinqua	Marion & Bobretsky, 1875
Pol			NA	II	II	Hesionae	Savigny in Lamarck, 1818		II	II	Hesionae sp.	Savigny in Lamarck, 1818
Pol						Hesionidae	Grube, 1850		NA	NA	Hesionidae	Grube, 1850
Pol						Hesipospha	Imajima & Hartman, 1964		II	II	Hesipospha aurantiaca	(M. Sars, 1862)
Pol									II	II	Hesipospha sp.	Imajima & Hartman, 1964
Pol						Kellicottia	Quatrefages, 1866		II	II	Kellicottia ornata	(Kieferstein, 1862)
Pol						Microphthalmus	Miczlikow, 1865		II	II	Microphthalmus szeklowii	Mieczlikow, 1865
Pol									II	II	Microphthalmus similis	Mieczlikow, 1865
Pol						Oxytornus	Grube, 1855		II	II	Oxytornus flexuosus	(Dalle Chape, 1827)
Pol									II	II	Oxytornus pallidus	Claparède, 1864
Pol									II	II	Oxytornus sp.	Grube, 1855
Pol						Podarkeopsis	Laebler, 1961		II	II	Podarkeopsis capensis	(Boy, 1963)
Pol									II	II	Podarkeopsis sp.	Laebler, 1961
Pol						Syllidia	Quatrefages, 1865		II	II	Syllidia armata	Quatrefages, 1866
Pol	Lacydiniidae	Bergsten, 1914	II	II	II	Lacydina	Marion & Bobretsky, 1875		II	II	Lacydina nitida	Marion & Bobretsky, 1875
Pol	Lumbiniidae	Schwartz, 1861	I	II	II	Abyssonoe	Orensanz, 1990		II	II	Abyssonoe hibernica	(McIntosh, 1903)
Pol						Gallatoniens	Carrera-Parrá, 2006		I	I	Gallatoniens Iberica	Martins, Carrera-Parrá, Quintino & Rodrigues, 2012
Pol						Hibignera	Carrera-Parrá, 2006		II	II	Hibignera gracilis	(Ehlers, 1868)
Pol						Lumbinerides	Orensanz, 1973		II	II	Lumbinerides acuta	(Verrill, 1875)
Pol						Lumbineropias	Orensanz, 1973		II	II	Lumbineropias panadoua	(Saint-Joseph, 1888)
Pol						Lumbineris	Blainville, 1828		II	II	Lumbineris chigulata	Ehlers, 1897
Pol									II	II	Lumbineris coccinea	(Rensie, 1804)
Pol									II	II	Lumbineris latrofrimbriata	Saint-Joseph, 1888
Pol									II	II	Lumbineris laevi	Audouin & Milne-Edwards, 1834
Pol									II	II	Lumbineris lucifera	Martins, Carrera-Parrá, Quintino & Rodrigues, 2012
Pol									II	II	Lumbineris nonata	Ramus, 1976
Pol									II	II	Lumbineris sp.	Blainville, 1828
Pol						Scolotoma	Blainville, 1828		II	II	Scolotoma emadibulata	(Pilsb, 1961)
Pol									II	II	Scolotoma fragilis	(O. F. Miller, 1776)
Pol									II	II	Scolotoma funchalensis	(Knieberg, 1865)
Pol									II	II	Scolotoma impatiens	(Claparède, 1868)
Pol	Magelonidae	Cunningham & Ramelie, 1888	I	I	I	Magelona	F. Miller, 1858		I	I	Magelona allenii	Wilson, 1958
Pol									I	I	Magelona tifferrina	Wilson, 1959
Pol									I	I	Magelona minuta	Blason, 1962
Pol									I	I	Magelona nitidula	(Johnston, 1865)
Pol									I	I	Magelona sp.	F. Miller, 1858
Pol	Maldanidae	Malmgren, 1867	I	III	II	Axeothela	Verrill, 1900		I	I	Axeothela constricta	(Claparède, 1869)
Pol						Euclymene	Verrill, 1900		NA	NA	Euclymene collaris	(Claparède, 1869)
Pol									NA	NA	Euclymene lombroicoides	(Quatrefages, 1866)

Pol												Phytomyza sp.					Kinberg, 1865	
Pol	Oemontidae	Kinberg, 1865				Websteriromens							Yolabar nereis glauca				(Claparède, 1870)	III
Pol			I	II	III	Anabella							Anabella goniatata				(Claparède, 1868)	I
Pol													Anabella iricolor				(Montagu, 1804)	I
Pol						Drimonens											(Claparède, 1868)	II
Pol						Halla											(Dalle-Chigè, 1828)	NA
Pol						Notocirrus											McIntosh, 1869	II
Pol	Omphalidae	Kinberg, 1865		II		Aponuphis											(Babiri, 1870)	I
Pol																	(Fauvel, 1916)	II
Pol																	(Raja, 1918)	II
Pol																	(Claparède, 1868)	II
Pol																	Kocherik, 1978	II
Pol						Depatra											(Dalle-Chigè, 1841)	I
Pol						Hyalirocia											Raja, 1918	II
Pol																	(O.F. Müller, 1776)	II
Pol						Neothia											(Sars, 1835)	II
Pol						Omphala											Audouin & Milne Edwards, 1833	II
Pol						Panaspatria											Ehlers, 1887	I
Pol																	Ehlers, 1887	I
Pol	Ophiididae	Malmgren, 1867		I		Armanda											Filippi, 1861	I
Pol																	Kjellmähk, 1887	I
Pol						Ophiella											Bellan & Costa, 1887	I
Pol																	(Rathke, 1843)	I
Pol																	Schneider, 1892	I
Pol																	Augener, 1910	I
Pol																	(Savigny, 1822)	I
Pol																	(Savigny, 1822)	I
Pol																	(Rathke, 1843)	I
Pol						Ophielina				NA							(Rathke, 1843)	I
Pol						Polyophthalmus											(Hansen, 1879)	I
Pol																	(Dujardin, 1839)	I
Pol	Oribalidae	Hartman, 1942		III		Naireis											(Grabe, 1855)	I
Pol																	(Audouin & Milne Edwards, 1833)	I
Pol						Oribina											(Savigny, 1822)	I
Pol																	(Savigny, 1822)	I
Pol																	(Quatrefages, 1865)	I
Pol						Phylis											(Claparède, 1868)	I
Pol																	(Ehlers, 1874)	I
Pol																	(M. Sars in G.O. Sars, 1872)	I
Pol																	Kinberg, 1866	I
Pol																	(Eng. 1914)	I
Pol																	(Müller, 1776)	I
Pol																	(Monro, 1837)	III
Pol																	(Webster, 1879)	I
Pol	Owenidae	Raja, 1917		III		Myrscichle											Malmgren, 1867	I
Pol																	(Dalle-Chigè, 1844)	III
Pol						Owensia											Fauvel, 1913	II
Pol	Panaclydonidae	Pettibone, 1963		II		Panaclydona												Dalle-Chigè, 1844
Pol																	Fauvel, 1913	II
Pol	Pasodeidae	Cerruti, 1909		III		Aricidea												Lauber, 1967
Pol																		Tebbile, 1959
Pol																		

Poli										Phyllocor. sp.				Lamarck, 1818		
Poli										<i>Protonomyia</i> <i>bidentata</i>				Lagierhaus		
Poli										<i>Pseudomyia</i> <i>limbata</i>				(Saint-Joseph, 1888)		
Poli										<i>Pterodrus</i> <i>macrotus</i>				(Grube, 1860)		
Poli	Pliangidae	de Saint-Joseph, 1899								<i>Anastrostylis</i> <i>argulata</i>				(Korotsh, 1893)		
Poli										<i>Anastrostylis</i> <i>groenlandica</i>				Michotsh, 1879		
Poli										<i>Anastrostylis</i> sp.				Michotsh, 1879		
Poli										<i>Plagietyr</i> <i>verrucosa</i>				Saint-Joseph, 1899		
Poli										<i>Sigambra</i> <i>parva</i>				(Dwy, 1963)		
Poli										<i>Sigambra</i> sp.				Müller, 1858		
Poli	Pocachuchidae	Hamer, 1956								<i>Pocachuchus</i> <i>serpens</i>				Allan, 1904		
Poli	Polygordidae	Czernavsky, 1881								<i>Polygordus</i> <i>seapolitanus</i>				Frapont, 1887		
Poli										<i>Polygordus</i> sp.				Frapont, 1887		
Poli										<i>Polygordus</i> sp.				Schneider, 1868		
Poli	Polyoidae	Kinberg, 1856	NA	NA						<i>Harmothoe</i> <i>antibypus</i>				Michotsh, 1876		
Poli										<i>Harmothoe</i> <i>bellui</i>				Barnech & Flege, 2000		
Poli										<i>Harmothoe</i> <i>gichristi</i>				Dwy, 1960		
Poli										<i>Harmothoe</i> <i>indricata</i>				(Linnaeus, 1767)		
Poli										<i>Harmothoe</i> <i>inpar</i>				(Johnston, 1839)		
Poli										<i>Harmothoe</i> <i>longiretis</i>				(Grube, 1863)		
Poli										<i>Harmothoe</i> <i>reticulata</i>				(Claparède, 1870)		
Poli										<i>Harmothoe</i> sp.				Kinberg, 1856		
Poli										<i>Harmothoe</i> <i>specifica</i>				(Ehlers, 1864)		
Poli										<i>Lagisca</i> sp.				Malingren, 1866		
Poli										<i>Lepidobothria</i> <i>elegantis</i>				(Grube, 1840)		
Poli										<i>Lepidobothrus</i> <i>clava</i>				(Morgan, 1808)		
Poli										<i>Malmgrenella</i> <i>castanea</i>				(Michotsh, 1876)		
Poli										<i>Malmgrenella</i> <i>disibosa</i>				Pettibone, 1993		
Poli										<i>Malmgrenella</i> <i>illanae</i>				Pettibone, 1993		
Poli										<i>Malmgrenella</i> <i>lungmani</i>				(Malingren, 1867)		
Poli										<i>Malmgrenella</i> <i>lumulata</i>				(Delie-Chajay, 1830)		
Poli										<i>Malmgrenella</i> sp.				Hartman, 1967		
Poli										<i>Panelyte</i> <i>crinoidicola</i>				(Post, 1910)		
Poli										<i>Subadyte</i> <i>pellucida</i>				(Ehlers, 1864)		
Poli	Proctodrilidae	Hätschek, 1888								<i>Proctodrilus</i> sp.				Hätschek, 1881		
Poli	Subellidae	Johnston, 1835								<i>Subellera</i> sp.				Lamarck, 1818		
Poli	Subellidae	Latreille, 1825								<i>Amphigenia</i> <i>mediterranea</i>				(Leydig, 1851)		
Poli										<i>Bipira</i> <i>fabricii</i>				(Kreyer, 1856)		
Poli										<i>Branchiomma</i> <i>bombyx</i>				(Dapwell, 1853)		
Poli										<i>Branchiomma</i> <i>lacullum</i>				(Delie-Chajay, 1828)		
Poli										<i>Branchiomma</i> sp.				Kölblker, 1858		
Poli										<i>Chone</i> <i>acutica</i>				(Claparède, 1869)		
Poli										<i>Chone</i> <i>arabola</i>				Lagerhaus, 1881		
Poli										<i>Chone</i> <i>duneri</i>				Malingren, 1867		
Poli										<i>Chone</i> <i>duneri</i> <i>f.</i>				Tovar-Hernández, Luciano, Gaigrande, 2007		
Poli										<i>Chone</i> <i>infundibuliformis</i>				Kreyer, 1856		

Poi				<i>Chione longicauda</i>	Chione, 1856			Giangrande, 1992		
Poi				<i>Chione sp.</i>	Kroyer, 1856					
Poi				<i>Chione ussakenis</i>	Giangrande, Lucciano & Caizotta, 2006			Giangrande & Lucciano, 2006		
Poi			II	<i>Euchone pseudolimnicola</i>	Giangrande & Lucciano, 2006		II	Langerhans, 1884		
Poi				<i>Euchone rosea</i>						
Poi				<i>Euchone rubrocincta</i>	(Srn., 1862)					
Poi			II	<i>Eucodella almodidis</i>	Chamberlain, 1919		II	(Claparède, 1868)		
Poi			II	<i>Hypostomus stictophthalmus</i>	Grube, 1870		II	(Grube, 1863)		
Poi			II	<i>Jasminier a caridula</i>	Langerhans, 1880		II	(Grube, 1863)		
Poi				<i>Jasminier a caudata</i>				Langerhans, 1880		
Poi				<i>Jasminier a elegans</i>				Saint-Joseph, 1894		
Poi				<i>Jasminier a sp.</i>				Langerhans, 1880		
Poi			II	<i>Megalomma clapanedii</i>	Johanson, 1926		II	(Graver, 1906)		
Poi				<i>Megalomma longera</i>				(Grube, 1846)		
Poi				<i>Megalomma mesapicum</i>				Giangrande & Lucciano, 2008		
Poi				<i>Megalomma vesticolum</i>				(Montagu, 1815)		
Poi			II	<i>Myzocla sp.</i>	Koch in Renier, 1847		II	Koch in Renier, 1847		
Poi			II	<i>Oropsis armadif</i>	Cautley & Misell, 1896		II	(Claparède, 1864)		
Poi			II	<i>Paradiolydora filicubila</i>	Tovar-Herrandez, 2008		II	(Southern, 1914)		
Poi			II	<i>Paradiolydora gambiae</i>			II	(Tovar-Herrandez, Lucciano, Giangrande, 2007)		
Poi			II	<i>Potamilla orealli</i>	Malmgren, 1866		II	(Malmgren, 1866)		
Poi			I	<i>Sabella discifera</i>	Linnaeus, 1767		I	Grube, 1874		
Poi				<i>Sabella pavonina</i>				Savigny, 1822		
Poi				<i>Sabella sp.</i>				Linnaeus, 1767		
Poi	Scalibregmatidae	Malmgren, 1867		<i>Aclerorchaelus</i>	Achwerth, 1901		III	(Saint-Joseph, 1894)		
Poi			III	<i>Lipobrancheus</i>	Cunningham & Ranney, 1888		III	(Minton, 1869)		
Poi			III	<i>Scalibregma</i>	Rathke, 1843		III	Rathke, 1843		
Poi			I	<i>Trochida forbesii</i>	Johansen, 1840		I	Johansen, 1840		
Poi	Serpulidae	Rafinesque, 1815	I	<i>Ditropa</i>	Berkley, 1835		I	(O. F. Miller, 1776)		
Poi			III	<i>Hydroides</i>	Gurmerus, 1768		III	(Risso, 1821)		
Poi				<i>Hydroides bedfordii</i>				Gurmerus, 1768		
Poi				<i>Hydroides norvegicus</i>				Gurmerus, 1768		
Poi				<i>Hydroides sp.</i>				Gurmerus, 1768		
Poi			NA	<i>Salmasia incurrata</i>	Claparède, 1870		NA	Gurmerus, 1870		
Poi			II	<i>Semivermilia</i>	ten Howe, 1975		II	ten Howe, 1975		
Poi			I	<i>Serpula</i>	Linnaeus, 1758		I	Langerhans, 1880		
Poi			II	<i>Serpulidae</i>	Rafinesque, 1815		II	Langerhans, 1880		
Poi			II	<i>Spirorbanchus</i>	Blainville, 1818		II	Langerhans, 1880		
Poi			II	<i>Sporobis</i>	Daudin, 1800		II	Langerhans, 1880		
Poi			II	<i>Verrilltopsis</i>	Saint-Joseph, 1894		II	(Pillips, 1844)		
Poi			II	<i>Verrilltopsis sp.</i>			II	Saint-Joseph, 1894		
Poi			II	<i>Chamaetopogonema</i>	Pettibone, 1997		II	(Claparède, 1868)		
Poi	Sporobolidae	Malmgren, 1867	NA	<i>Euthalassa</i>	Delhous, 1900		NA	(Peters, 1854)		
Poi				<i>Embricothonebis</i>				(Fruwé & Riconvita, 1895)		
Poi			II	<i>Fimbriothonebis minor</i>	Pettibone, 1971		II	(Minton, 1876)		
Poi				<i>Fimbriothonebis sebanaica</i>						

Poli		Polegnia	Schwarzia, 1861	II	II	II	Polegnia arenosa	(Delle Chiaje, 1830)	II
Poli		Platene	Grube, 1857	I	I	I	Platene remota	(Southern, 1914)	I
Poli		Spilobin	Audouin & Millie Edwards in Cuvier, 1830	II	II	II	Spilobin mathildae	Audouin & Millie Edwards in Cuvier, 1830	II
Poli							Spilobin sp.	Delle Chiaje, 1830	II
Poli							Spilobin squamatus	(Johnsen, 1833)	II
Poli		Stenobela	Kühling, 1856	II	II	II	Stenobela boa	(Johnsen, 1833)	II
Poli	II	Sphaerodoridium	Lützen, 1961	II	II	II	Sphaerodoridium chaeparedii	(Gravel, 1866)	II
Poli	III	Aroides	Chapuis, 1864	III	III	III	Aroides oxycephala	(Sims, 1862)	III
Poli	V	Aurospio	Macleod, 1981	IV	IV	IV	Aurospio barytensis	(Laeber, 1966)	IV
Poli		Dipolydora	Verrill, 1881	IV	IV	IV	Dipolydora caeca	(Gratel, 1843)	IV
Poli		Laonice	Malmgren, 1867	III	III	III	Laonice citraba	(M. Sars, 1851)	III
Poli		Malacozeres	Quatrefages, 1843	III	III	III	Malacozeres fuliginosus	(Czaplewski, 1870)	V
Poli							Malacozeres osgirardi	(Quatrefages, 1843)	III
Poli							Malacozeres tetraoceanus	(Schmarda, 1861)	III
Poli		Microspio	Menni, 1896	III	III	III	Microspio mecznikowianus	(Czaplewski, 1869)	III
Poli		Panopronospio	Caulley, 1914	IV	IV	IV	Panopronospio pinnata	(Menni, 1896)	III
Poli		Polydora	Bosc, 1802	IV	IV	IV	Polydora ciliata	(Ehlers, 1901)	IV
Poli		Prionospio	Malmgren, 1867	NA	NA	NA	Prionospio capersi	(Johnsen, 1838)	IV
Poli							Prionospio cf. rufus	(Laeber, 1962)	IV
Poli							Prionospio ebneri	(Wörn, 1883)	IV
Poli							Prionospio fulax	(Fauvel, 1928)	IV
Poli							Prionospio salsamha	(Soesterström, 1920)	IV
Poli							Prionospio sp.	(Day, 1961)	NA
Poli							Prionospio streblopteri	(Malmgren, 1867)	NA
Poli		Pseudopolydora	Czerniawsky, 1881	IV	IV	IV	Pseudopolydora antennata	(Malmgren, 1867)	IV
Poli							Pseudopolydora paucibranchiata	(Czaplewski, 1869)	IV
Poli							Pseudopolydora pulchra	(Okuda, 1977)	IV
Poli							Pseudopolydora sp.	(Czetz, 1893)	IV
Poli							Scoloplosis cantabra	(Czerniawsky, 1881)	IV
Poli							Scoloplosis lobata	(Reja, 1918)	III
Poli							Scoloplosis sp.	(Audouin & Millie Edwards, 1833)	III
Poli							Scoloplosis squamata	(Blainville, 1828)	III
Poli							Scoloplosis trelmabata	(O.F. Müller, 1806)	III
Poli							Scoloplosis trelmabata	(Southern, 1914)	III
Poli							Spio decorata	(Boletzky, 1970)	III
Poli							Spio filicentis	(Müller, 1776)	III
Poli							Spio multicoelata	(Reja, 1918)	III
Poli							Spio sp.	(Fabricius, 1795)	III
Poli							Spiophanes aler	(Medner, 2005)	III
Poli							Spiophanes bombyx	(Czaplewski, 1870)	III
Poli							Spiophanes troyeri	(Grube, 1860)	III
Poli	I	Branchiopyllis	Ehlers, 1887	II	II	II	Branchiopyllis exilis	(Gravel, 1900)	II
Poli		Brania	Quatrefages, 1866	II	II	II	Brania pusilla	(Dujardin, 1851)	II
Poli		Erinacispyllis	San Martín, 2005	NA	NA	NA	Erinacispyllis erinaceus	(Czaplewski, 1863)	II
Poli		Eurypyllis	Ehlers, 1864	II	II	II	Eurypyllis tularculata	(Ehlers, 1864)	II

Pol	Euryllis	Malingren, 1867	II	II	Euryllis assimilis	Marczeller, 1875	II
Pol					Euryllis blommarandi	Malingren, 1867	II
Pol					Euryllis lamelligera	Mason & Robertson, 1875 (Webster, 1877)	II
Pol	Euegone	Orsted, 1845	II	II	Euegone elipser	Orsted, 1845	II
Pol					Euegone nodina	Orsted, 1845	II
Pol					Euegone sp.	(Claparède, 1864)	II
Pol					Euegone tarubosa	(Claparède, 1868)	II
Pol	Haploxyllis	Langerhans, 1879	I	I	Euegone veragera	(Claparède, 1868)	II
Pol	Myriandia	Milne Edwards, 1845	II	II	Haploxyllis spongicola	(Grupe, 1855)	I
Pol	Nudisyllis	Knox & Cameron, 1970	II	II	Myriandia sp.	Milne Edwards, 1845	II
Pol	Odontosyllis	Claparède, 1863	II	II	Nudisyllis pulligera	(Kohn, 1852)	II
Pol					Odontosyllis chersonotoma	Claparède, 1868	II
Pol					Odontosyllis fulgurans	(Audouin & Milne Edwards, 1833)	II
Pol					Odontosyllis gibba	Claparède, 1863	II
Pol	Opiethodonta	Langerhans, 1879	II	II	Opiethodonta moena	Langerhans, 1879	II
Pol	Parasphaeria	San Martín, 2003	II	II	Parasphaeria letrugina	(Langerhans, 1881)	II
Pol	Parapionosyllis	Fauvel, 1923	II	II	Parapionosyllis gestans	(Pierantoni, 1903)	II
Pol					Parapionosyllis minima	(Pierantoni, 1903)	II
Pol	Paraeogone	Menni & Caullery, 1918	II	II	Paraeogone hubbs	(Webster & Benedict, 1884)	II
Pol	Pionosyllis	Malingren, 1867	II	II	Pionosyllis lamelligera	Saint Joseph, 1887	II
Pol					Pionosyllis sp.	Malingren, 1867	II
Pol	Phlonyllis	Hartmann-Schröder, 1956	II	II	Phlonyllis brevipes	Hartmann-Schröder, 1956	II
Pol	Salvatoria	Müntsch, 1885	II	II	Salvatoria limbata	(Claparède, 1868)	II
Pol					Salvatoria sp.	Müntsch, 1885	II
Pol	Sphaerosyllis	Claparède, 1863	NA	NA	Sphaerosyllis bulbosa	Southern, 1914	II
Pol					Sphaerosyllis capensis	Day, 1963	II
Pol					Sphaerosyllis clapaedei	Ehlers, 1864	II
Pol					Sphaerosyllis glandulata	Perkins, 1981	II
Pol					Sphaerosyllis hyatrix	Claparède, 1863	II
Pol					Sphaerosyllis magnificentalis	Perkins, 1981	II
Pol					Sphaerosyllis ovigera	Langerhans, 1879	II
Pol					Sphaerosyllis pirifera	Claparède, 1868	II
Pol					Sphaerosyllis taylori	Claparède, 1863	NA
Pol					Sphaerosyllis sp.	Perkins, 1981	II
Pol	Streptosyllis	Webster & Benedict, 1884	II	II	Streptosyllis sp.	Webster & Benedict, 1884	II
Pol					Streptosyllis websteri	Southern, 1914	II
Pol	Syllis	Lamarck, 1818	II	II	Syllis amica	Quatrefages, 1866	II
Pol					Syllis armillaris	(O.F. Müller, 1776)	II
Pol					Syllis benedictiana	(Campoy & Añibazar, 1982)	II
Pol					Syllis cornuta	Rathke, 1843	II
Pol					Syllis gracilis	(Campoy, 1982)	II
Pol					Syllis gerlachii	(Hartmann-Schröder, 1960)	II
Pol					Syllis gracilis	Grupe, 1840	II
Pol					Syllis hyalina	Grupe, 1863	II
Pol					Syllis krohni	Ehlers, 1864	II
Pol					Syllis parawahi	San Martín & López, 2000	II

Pol	Terebellidae	Johanson, 1846	I	IV	I	Amphitrite	Amphitrite	Milner, 1771	NA	NA	NA	Amphitrite affinis	Malmgren, 1866	I	(Miller, 1771 in 1776)	Krohn, 1852	II
Pol												Amphitrite crassa	Malmgren, 1866	I	(Risso, 1826)	Lamarck, 1818	II
Pol												Amphitrite rubra	Malmgren, 1866	I	(Grube, 1860)	Marion & Bobretsky, 1875	II
Pol												Amphitrites gracilis	Malmgren, 1866	I	(Montagu, 1818)	Marion & Bobretsky, 1875	II
Pol												Europolyrma nebulosa	Malmgren, 1866	III	(Dalle Chajé, 1828)	Grube, 1860	II
Pol												Europolyrma resalensis	Malmgren, 1866	III	(Pallas, 1766)	Grube, 1860	II
Pol												Lanceo conchilaga	Malmgren, 1866	II		Grube, 1860	II
Pol												Nicolaus sp.	Malmgren, 1866	II		Grube, 1860	II
Pol												Nicolaus venustus	Malmgren, 1866	II		Grube, 1860	II
Pol												Pista cretacea	Malmgren, 1866	I		Miller, 1776	I
Pol												Pista cristata	Malmgren, 1866	I		Moore, 1909	I
Pol												Pista elongata	Malmgren, 1866	I		Gaillarde, 1970	I
Pol												Pista mediterranea	Malmgren, 1866	I		Gaillarde, 1970	I
Pol												Pista sp.	Malmgren, 1866	I		Malmgren, 1866	I
Pol												Pista unibranchia	Malmgren, 1866	I		Dry, 1963	I
Pol												Polycirrus denticulatus	Malmgren, 1866	IV		Saint-Joseph, 1894	IV
Pol												Polycirrus medius	Malmgren, 1866	IV		Grube, 1850	IV
Pol												Polycirrus sp.	Malmgren, 1866	IV		Grube, 1850	IV
Pol												Proclia gracilis	Malmgren, 1866	I		(Langenhans, 1884)	I
Pol												Streblosoma baardi	Malmgren, 1866	I		(Malmgren, 1866)	I
Pol												Thalopus cinctus	Malmgren, 1866	II		(Fabricius, 1786)	II
Pol	Trichobrancheidae	Malmgren, 1866	II									Terebellides	Malmgren, 1866	II		Sars, 1835	II
Pol												Trichobrancheus	Malmgren, 1866	II		Risso, 1827	II
Pol												Sycou	Malmgren, 1866	I		Risso, 1827	I
Pol	Sycettidae	Dentky, 1893	I									Ammothoe	Malmgren, 1866	II		Leach, 1814	II
Pol												Acrothyrchus	Malmgren, 1866	II		Leach, 1814	II
Pyc	Ammohelidae	Dohrn, 1861	II									Endeis	Malmgren, 1866	II		Phillipi, 1843	II
Pyc	Acrothyrchidae	Hoek, 1881	II									Endeis	Malmgren, 1866	II		Phillipi, 1843	II
Pyc	Endidae	Norman, 1908	II									Endeis	Malmgren, 1866	II		Phillipi, 1843	II
Pyc	Nymphonidae	Wilson, 1878	II									Nymphon	Malmgren, 1866	II		Fabricius, 1794	II
Pyc	Phacchiellidae	Sars, 1891	II									Amphidactylus	Malmgren, 1866	II		Wilson, 1878	II
Sip	Aspidosiphonidae	de Quatre efilages, 1865	I									Aspidosiphon	Malmgren, 1866	I		Diesing, 1851	I
Sip												Libuazosiphon	Malmgren, 1866	I		Shapley, 1902	I
Sip	Goffingidae	Stephens & Edmonds, 1972	I									Goffinga sp.	Malmgren, 1866	I		Lankester, 1885	I
Sip												Goffingia vulgaris vulgaris	Malmgren, 1866	I		(de Blainville, 1827)	I
Sip	Phacellonidae	Cutler & Gibbs, 1985	I									Onchodesma sp.	Malmgren, 1866	I		Koren & Danilovsen, 1876	I
Sip												Phacellion strombus strombus	Malmgren, 1866	I		(Montagu, 1804)	I
Sip												Phacellion strombus strombus	Malmgren, 1866	I		(Montagu, 1804)	I

Ssp	Phacelomorphidae	Stephen & Edmunds, 1972				Leclant, 1928					[Stephen, 1942]
Ssp	Spurcalidae	Rafinesque, 1814				Linnaeus, 1766					Linnaeus, 1766
						Phacelozoma					Phacelozoma stephensoni
						Spurcalia					Spurcalia nutius

Annexe 3 : Article concernant le référentiel benthique corse et le nouvel indice J'MAMBI

Cet article est en préparation.

J'MAMBI, an adapted index to define the Ecological quality status of the marine environment based on soft-bottom macrobenthos in Corsica

Authors: Annick Donnay^{a, b*}, Corinne Pelaprat^b, Pierre Lejeune^b, Sylvie Gobert^a

Addresses:

^aLaboratory of Oceanology - MARE Centre - University of LIEGE - B6C - 4000 LIEGE - Sart Tilman - Belgium

^bSTARESO SA, Pointe Revellata, BP 33, F-20260 Calvi, France

*annick.donnay@stareso.com; Phone: +33 (0)6 86 22 32 61; Fax: +33 (0)4 95 65 01 34

ABSTRACT

Environmental characteristics influence soft-bottom macrobenthos assemblages. By this fact, one of the most applied indices, the M-AMBI is recognized habitat-type specific. To consider this specificity in Corsican coastal waters, habitats are identified by using Permanova coupled with canonical analysis of principal coordinates. For each of the eight habitats identified, reference conditions for M-AMBI computation are determined. As Corsican coastal waters are weakly impacted by anthropogenic influences in comparison with other Mediterranean coastal waters, despite the fact of Corsican references, a refinement of the M-AMBI value was needed to distinguish among weak human influences. This refinement was possible by using a weighting of the M-AMBI by the Piélou's evenness index (J'). This adapted method is applied at a bay scale: the Calvi Bay. This bay is a reference site in the North-Western Mediterranean Sea submitted to some well-known human influences. Most of the studied stations are estimated in good ecological status despite the presence of some anthropogenic influences.

KEYWORDS: marine soft-bottom macrofauna, habitat type, reference value, biotic index, M-AMBI, Corsica.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank all the people who participated in the different studies. We also would like to thank Charlène Fréjefond, Marine Chevreau, Yvan Donnay and Mr. Timmermans for the language reviewing and comments. This study is a part of STARE-CAPMED program, funded by the Agence de l'eau RMC and the Collectivité Territoriale de Corse. This publication is the MARE publication n° XXXX.

1. INTRODUCTION

The establishment of the ecological quality status (EcoQS) within an environmental monitoring is essential and a necessity for decision makers at international level (e. g.: European Water Framework Directive (WFD, 2000), Marine Strategy Framework Directive (MSFD, 2008) and at more regional level, both in freshwater, transitional water or marine water (e.g. Afli et al., 2008; Albayrak et al., 2006; Clarke et al., 2003; Labrune et al., 2006; Mangialajo et al., 2007). The identification of the EcoQS of an area needs different physico-chemical and biological indicators including the soft-bottom macrobenthos.

Some soft-bottom macrobenthos's characteristics are used in the evaluation of the ecological quality status. Linking with these characteristics, a lot of indices are available to evaluate the ecological status of the seabed, e.g. AMBI (Borja et al., 2000), BENTIX (Simboura and Zenetos, 2002), BQI (Rosenberg et al., 2004), M-AMBI (Muxika et al., 2007), BOPA (Dauvin and Ruellet, 2007), MEDOCC (Ambrogi et al., 2009) or DAPHNE (Forni and Ambrogi, 2007). They are reviewed in others by Diaz et al. (2004), Pinto et al. (2009) or Birk et al. (2012). According to Diaz et al. (2004), Borja et al. (2009) and Dimitriou et al. (2012), too many indices already exist. And it would be more interesting to optimize existing ones than develop a new one. To follow this recommendation, some adaptations of the two most world widely used indices, AMBI and M-AMBI, have already been developed. For the AMBI, adaptations are based on biomass, production (Warwick et al., 2010), presence/absence (Muxika et al., 2012), and also on genetic basis (Aylagas et al., 2014). For the M-AMBI, adaptations are based on biomass (Cai et al., 2014) or by using others metrics (Teixeira et al., 2009; Van Loon et al., 2011 in Borja et al., 2015).

As the M-AMBI index is widely used (e.g. Bakalem et al., 2009; Borja and Tunberg, 2011; Cai et al., 2014; Forchino et al., 2011; Tomassetti et al., 2009) and defined as one of the best indices by Borja et al. (2015), we have decided to apply it on Corsican waters. For its computation, bad and high reference conditions for each parameter (AMBI, richness and diversity) are needed (Muxika et al., 2007). The constancy of these conditions enables to compare the ecological quality ratio (EQR) between sites over time and space. Moreover, the M-AMBI is dependent on habitat characteristics (de Paz et al., 2008; Simboura and Reizopoulou, 2008; Teixeira et al., 2008). The benthic habitat is known to influence the natural benthic assemblage (Pérès and Picard, 1964). So, the identification of habitat characteristics is not new but the use of them is less widespread in the index calculation. For example, Muxika et al. (2007) published reference conditions for coastal body mass areas without considering benthic habitat or Borja et al. (2007), Borja and Tunberg (2011) and de Paz et al. (2008) published reference conditions for some place in transitional and coastal waters. As Van Hoey et al. (2013) highlighted the importance of habitat consideration in the ecological status definition, we decided to consider habitat characteristic in ecological evaluation and to identify habitat type existing around the Corsica Island. A high resolution scale must be used because the high habitats' natural variability is not translated by habitat types already existing like the European Nature Information System (EUNIS) habitats.

Corsican waters are characterized by oligotrophic conditions (low nutrient concentration, low turbidity ...) and are weakly impacted by human activities as compared to other Mediterranean coastal waters where human wastes could be important. Some areas are under human influence (fish farms, sewage outfalls, harbors ...) and the associated ecological quality status is wrongly assessed if the development of reference conditions adapted to these peculiarities is not applied (e.g. Gobert et al., 2009). So reference conditions in Corsica must be different from those from the French continental coast. For the soft-bottom macrofauna, this should be done by defining reference conditions for each identified habitat type and by defining ecological class boundaries adapted to the Corsican situation. As human influences are very weak, it is necessary to verify whether an adjustment of the M-AMBI is needed for this particular case of Corsican waters.

The aims of this study are (1) to identify the different habitat types that are existing on Corsican coastal waters, (2) to define bad and high reference condition values per habitat type, associated with naturally poor or rich macrobenthic assemblages, (3) to adapt the M-AMBI index (J'MAMBI) to qualify soft-bottom macrofauna populations in oligotrophic water under weak human influences and to identify associated ecological class boundaries, (4) to apply the J'MAMBI on stations that are not used for processing reference conditions, located in the Calvi Bay and are sampled within the STARE-CAPMED program (STATION of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystem Drifts program).

2. MATERIAL AND METHODS

This study was done around the Corsica (Figure 1) in the North-Western Mediterranean Sea. Sediments for macrobenthic analyses have been caught by taking 428 samples (0.1 m²) around Corsica at a depth between 1 m and 48 m from 2006 to 2012. With these samples, sediment cores have been taken for grain size analysis, Organic Matter content (%OM), Total Organic Carbon content (%TOC). The benthic macrofauna abundances and environmental characteristics (depth) of each sample were measured.

2.1 Habitat types

Habitats are influenced by different environmental factors such as depth, sediment type, wave exposure, current, salinity or temperature. Currently, in the samples used during this study, some environmental parameters are taken into account: depth, site sampling (in seagrass meadow or not), sediment type (grain size), % TOC, % OM and fine fraction percent. We did not select the percentage of fine fraction (<63 µm), the %OM or the %TOC as factors for the analysis because they could be present naturally or could come from an anthropogenic influence. The most uninfluenced parameters by human activities are chosen as factors to identify existing habitat types: depth, sediment type and sandy clearing in *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadow, hereafter called sandy clearing. Each factor was subdivided: three separations for the sediment type based on Wentworth scale (mud and fine sand (<250 µm), hereafter named fine sand; medium sand (250-500 µm); coarse sand (≥500 µm)); three zones for the depth of sampling depending of wave influences (less than 10 m; 10-35 m and over 35 m deep) and for sandy

clearing, either the sediment was sampled in a soft-bottom clearing in the seagrass meadow or not.

With these environmental factors, benthic macrofauna abundances were used to identify habitat types. Analyses were carried out on the 428 samples through Permanova analysis and Canonical Analysis of Principal Coordinates (CAP), using PRIMER V6 software (Clarke and Gorley, 2006) and its add-on PERMANOVA+ package (Anderson et al., 2008). Before applying Permanova, macrobenthic abundance of each sample was square-root transformed and a resemblance matrix based on Bray-Curtis similarity was established. Permanova analysis was carried out on the entire macrofauna population and with three fixed level factors. CAPs were done on the entire macrobenthic assemblage using factor(s) having a significant influence as constraining factor. If necessary, zooms on part of the general CAP enable a better identification of groups or habitats were done.

2.2 Reference conditions identification by habitat types

The application of the M-AMBI index requires the use of reference conditions (best and worst) of AMBI, Shannon diversity (H') and richness (S) values and boundaries to identify ecological quality classes. Each of those reference conditions has been determined for each habitat identified on Corsican coastal waters. The reference conditions were linked to virtual stations based on the best or the worst values selected. Linked with the number of stations in each habitat and as the majority of samples were done during the same period of the year, we have chosen to not distinguished sampled season.

To determine reference conditions, 90 stations sampled (in three replicates) around Corsica were selected. All biological characteristics (mean AMBI, H' and S values) for each station have been given by the AZTI software VERSION 5.0 (freely available at www.azti.es). For AMBI parameter, assignment of species and taxa was based on the AMBI taxa list of March 2012 using actual names, synonyms or related names.

The best and the worst reference conditions of AMBI, diversity and richness were identified using literature data and expert judgments. The identification of reference conditions was linked with two possible benthic macro-invertebrate assemblages: (1) a naturally rich population where the bad conditions

correspond to an azoic sediment and the high conditions correspond to the minimal AMBI value and the maximal H' and S of stations with good literature parameters; (2) a naturally poor population where the worst reference conditions is also an azoic sediment but was never found around the Corsica. So, an intermediate bad reference conditions is used having an AMBI value of 6 and extreme values of diversity and richness for stations with bad literature data and expert judgments. The best conditions have the smallest AMBI value and extreme values of diversity and richness in stations with good literature data and expert judgment. The extreme value is the minimum or maximum value depending of the habitat in relation with the organic matter content and the proximity of the human influence.

2.3 Weighting by the Piélou index J' and Ecological class boundaries.

In the case of weak human impact a refinement of the M-AMBI by a weighting of the Piélou's evenness index (J') was considered. The Piélou index makes possible to find out if a macrobenthic assemblage is balanced or unbalanced. The unbalance reveals the presence of an influence on the assemblage. The Piélou index value can be obtained via DIVERSE procedure of PRIMER software applied on mean macrobenthic population by station.

The weighting was done by multiplication of the M-AMBI value by the J' value giving the J'MAMBI. This J'MAMBI is an ecological quality ratio (EQR). The ecological quality class boundaries were based on the median computation method proposed by Paganelli et al. (2011) for the Mediterranean Sea (limit High/Good = Mean EQR + Standard deviation, other separations = division of limit High/Good into four equal parts) and confirmed expert judgments.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Habitat types

The identification of habitats types was based on Permanova and on CAP. All tested factors (depth, median grain size, sandy clearing) and all cross-matched data factors had significant influences on the macrobenthic assemblages (Permanova, $p < 0.001$). As all factors interacted, a CAP based on the considered cross-matched data factor was carried out on all samples. More a zoom was

done on samples with depth between surface and 35 m. Habitats were identified on this basis.

Eight sedimentary habitats (Table 1) could be defined along the Corsican coasts: (1) fine sediment deeper than 35 m, (2) medium sediment deeper than 35 m, (3) coarse sediment deeper than 35 m, (4) sandy clearing in *Posidonia* seagrass meadows, (5) fine sediment between surface and 35 m deep, (6) medium sediment between surface and 35 m deep, (7) coarse sediment between surface and 10 m deep, (8) coarse sediment between 10 m and 35 m deep.

After a first attempt of habitat identification in Corsican coastal waters which used ordination and clustering together with expert judgments (Pelaprat et al., 2007), a Permanova (Anderson, 2001; McArdle and Anderson, 2001) and a canonical analysis by principal coordinates (CAP) were applied for this study. These two last analyses were able to have a more robust and statistical base than for the first attempt done in 2007. During the 2007 study, identifications of five habitats were based on expert judgment and on few stations (Pelaprat et al., 2007). For the present study, the statistical basis allows to identify eight habitats which two already found in 2007. The present analysis is more precise.

3.2 Identification of reference conditions

For each of 90 selected stations, the percentage of not assigned taxa was under 20% which means that all AMBI values could be considered solid and could be used without caution to identify best and worst reference condition values (Borja and Muxika, 2005).

Actually, no distinction about sampling season was done. This allowed having reference conditions using during all the year. This is also linked to the fact that only 90 stations for eight habitats are sampled around Corsica.

The identification of reference conditions, linked to a virtual station, was based on characteristics of stations associated to each of the eight identified habitats. The number of stations associated to habitat varied between 4 and 30 (Table 2). Nevertheless, for each identified habitat, reference condition values for M-AMBI computation were determined (Table 2).

Three of our identified habitats have worst reference conditions values of richness and/or diversity that are higher than those for best reference

conditions (Table 2). Expert acknowledged that those habitats have, in undisturbed conditions, weak diversity and/or richness values. To be agreeing with this possibility, it is necessary to keep in mind that:

(1) Experts have already recognized that biocenosis could have naturally weak richness and/or diversity values. For example, Pérès and Picard (1964) recognized that biocenoses in coarse sand and fine gravels mixed by the waves (SGBV), biocenoses in sand which is rather protected from breaking waves (SRPV) and biocenoses in coarse sand and fine gravel with underflow (SGCF) were naturally poor in richness of macrobenthos.

(2) According to the paradigm of Pearson and Rosenberg (1978), if the organic matter gradient goes up, beyond a certain level diversity and richness tend to decrease. So in Corsica, where human influences are weak and in the case of a habitat naturally poor in richness, an increase in organic matter allows a slow increase of macrobenthic assemblages' diversity and/or richness until a maximum, the intermediate condition. The azoic conditions have not been found so far. So for poor biocenoses, worst reference conditions higher than those for high reference condition are the normal situation. It is called intermediate condition.

3.3 Weighting of the M-AMBI and Ecological Class boundaries

The M-AMBI value for each of the 90 stations was calculated on the basis of reference conditions per habitat type. In Corsica, as the human influences are weak, small modifications in macrofauna assemblages in any habitat can express variations in the ecological quality status. Those small modifications were not highlighted by the M-AMBI value, despite of the referential identified by habitat. Consequently, the variation was expressed by the weighting of the M-AMBI by the Pielou index giving the J'MAMBI. But for habitats where the reference conditions were based on few stations, it is necessary to keep in mind that the J'MAMBI indicates trends and expert judgment could interfere in determining the ecological quality status of a station in those areas.

For each habitat type, ecological quality class boundaries were calculated based on the J'MAMBI values according to the median computation method proposed by Paganelli et al. (2011). This method consists to calculate the high/good boundary by the mean value of the possibilities added by the standards

deviation. Under this value, four equivalent levels are created. For the present study, the following limits are used: $\text{High} \geq 0.80$, $0.80 > \text{Good} \geq 0.60$, $0.60 > \text{Moderate} \geq 0.40$, $0.40 > \text{Poor} \geq 0.20$, $0.20 > \text{Bad}$. The utility of the weighting is illustrated by two examples:

(1) A station had a M-AMBI value associated with a good ecological status (0.83) but the benthic macrofauna assemblage of this station was highly unbalanced (with a J' of 0.39). The consequence of this unbalance was the change of the M-AMBI status to poor J' MAMBI EcoQS with a value of 0.33.

(2) In a comparison between two stations from the same habitat, one known to be nearly undisturbed and the other one to be close to an asbestos quarry, both M-AMBI values were associated with a good ecological status but the macrofauna assemblage was more unbalanced in the station near the asbestos quarry than in the very weakly impacted one (J' was 0.70 and 0.85 respectively). The consequence was a differentiation of the final ecological quality value and the status changed to moderate in the station near the asbestos quarry. So, the use of the J' value allowed a better separation of situations where the human influences were weak and gives results which are closer to our expertise of the environmental situation.

3.4 Application of the J' MAMBI - Study case

Our adapted method was tested on stations sampled within the soft-bottom benthic macrofauna survey of the Calvi Bay (STARE-CAPMED research program of the marine research station STARESO, Calvi, Corse, Michel et al., 2013). The Calvi Bay is considered as a typical oligotrophic area with a low nutrient, high chlorophyll system (LNHC, Gobert et al., 2002).

Thirteen stations were sampled in spring 2011 and autumn 2012: (1) two reference stations distant from any potential sources of human influence and (2) 11 stations were located on three transects from potential human influences (river mouths, urban areas with anchorage areas and sewage outfalls, free anchorage areas) and at different distances from the source of human influence (source station: next to the origin of the influence, mean distance station: at ± 400 m from the source and at long station: at ± 1300 m from the source, Figure 3).

Each station was associated to a habitat type (Table 4). The J'MAMBI index was calculated using adapted reference conditions and evenness (J'). The ecological quality was stated in relation with the ecological class boundaries identified. The result (Table 4) shows that the ecological quality status in the Calvi Bay ranges from 0.49 to 0.90. The ecological quality status shows spatial and/or temporal variations linked with anthropogenic influences (Table 5).

Temporally, the J'MAMBI value varies between 2011 (average of 0.72) and 2012 (average of 0.68): three stations have a decrease of the EcoQS by one ecological class; the Reference 20 m station increases of the ecological quality.

Spatially, for the anchoring transects (in 2011 for the organized one and in 2012 for the free anchoring), the source is in another ecological class than the two others stations. For the fish farm in 2011, the ecological quality is better in the source than in mean distance station.

Between the seasons, an influence could be detected at the source station of the anchoring transect where the ecological status decrease.

Thanks to these results, we can see that human influences in Calvi Bay are weak and the J'MAMBI allows distinction about them. More results are needed to confirm those of this study.

The results of the ecological classification by J'MAMBI in the study case in the Calvi Bay are in compliance with our field knowledge of the situation in this bay and with other leading studies like Gobert et al. (2009) or Richir et al. (2015). This adapted method seems an efficient method to define the ecological quality of coastal water in weakly impacted area.

4. CONCLUSION

The M-AMBI was recognized as habitat dependent and needs reference conditions for his computation. But, until now, the sediment habitats were little taken into account for the definition of the reference conditions. We decided to identify habitat types and to define constant reference conditions for each habitat.

In Corsican coastal waters, by applying Permanova and CAP, this study has enabled us to distinguish eight habitats for the soft-bottom macrobenthos with

their own bad or intermediate and high reference conditions for M-AMBI computation (Table 2). In the case of weak human influence, a weighting of the M-AMBI value by the Piélou index allows a refinement of the EQR and a fine separation of the ecological quality status. A single ecological boundary class scale for all habitats was identified. It was, at your knowledge, the first improvement of the M-AMBI where the Piélou's evenness index (J') was used in association with M-AMBI. It consisted in a M-AMBI optimization to identify ecological quality of a seabed station.

The present study is a first approach to habitat identification and related reference conditions in Corsica. The optimization of the M-AMBI was done for the Corsican coastal waters but can be applied in other Mediterranean places with different levels of human impact and with oligotrophic conditions.

5. REFERENCES

- Afli, A., Ayari, R., Zaabi, S., 2008. Ecological quality of some Tunisian coast and lagoon locations, by using benthic community parameters and biotic indices. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80, 269-280.
- Albayrak, S., Balkis, H., Zenetos, A., Kurun, A., Kubanç, C., 2006. Ecological quality status of coastal benthic ecosystems in the Sea of Marmara. *Marine Pollution Bulletin* 52, 790-799.
- Ambrogi, A.O., Forni, G., Silvestri, C., 2009. The Mediterranean intercalibration exercise on soft-bottom benthic invertebrates with special emphasis on the Italian situation. *Marine Ecology-an Evolutionary Perspective* 30, 495-504.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32-46.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Aylagas, E., Borja, Á., Rodríguez-Ezpeleta, N., 2014. Environmental Status Assessment Using DNA Metabarcoding: Towards a Genetics Based Marine Biotic Index (gAMBI). *PLoS ONE* 9, e90529.
- Bakalem, A., Ruellet, T., Dauvin, J.C., 2009. Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community. *Ecological Indicators* 9, 395-408.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, Á., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., Hering, D., 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18, 31-41.

- Borja, Á., 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, Á., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgard, F., Phillips, G., Rodríguez, J.G., Rygg, B., 2007. An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55, 42-52.
- Borja, Á., Marín, S.L., Muxika, I., Pino, L., Rodríguez, J.G., 2015. Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? *Marine Pollution Bulletin* 97, 85-94.
- Borja, Á., 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, Á., Ransinghe, A., Weisberg, S.B., 2009. Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: Challenges for the future. *Marine Pollution Bulletin* 59, 1-4.
- Borja, Á., Tunberg, B.G., 2011. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI. *Ecological Indicators* 11, 295-303.
- Cai, W., Borja, Á., Liu, L., Meng, W., Muxika, I., Rodríguez, J.G., 2014. Assessing benthic health under multiple human pressures in Bohai Bay (China), using density and biomass in calculating AMBI and M-AMBI. *Marine Ecology* 35, 180-192.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke, R.T., Wright, J.F., Furse, M.T., 2003. RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. *Ecological Modelling* 160, 219-233.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55, 215-224.
- de Paz, L., Patrício, J., Marques, J.C., Borja, A., Laborda, A.J., 2008. Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: A benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1275-1283.
- Diaz, R.J., Solan, M., Valente, R.M., 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management* 73, 165-181.
- Dimitriou, P.D., Apostolaki, E.T., Papageorgiou, N., Reizopoulou, S., Simboura, N., Arvanitidis, C., Karakassis, I., 2012. Meta-analysis of a large data set with

- Water Framework Directive indicators and calibration of a Benthic Quality Index at the family level. *Ecological Indicators* 20, 101-107.
- Forchino, A., Borja, Á., Brambilla, F., Rodríguez, J.G., Muxika, I., Terova, G., Saroglia, M., 2011. Evaluating the influence of off-shore cage aquaculture on the benthic ecosystem in Alghero Bay (Sardinia, Italy) using AMBI and M-AMBI. *Ecological Indicators* 11, 1112-1122.
- Forni, G., Ambrogi, A.O., 2007. Daphne: a new multimetric benthic index for the quality assessment of marine coastal environment in the Northern Adriatic Sea. *Chemistry and Ecology* 23, 427-442.
- Gobert, S., Laumont, N., Bouquegneau, J.-M., 2002. *Posidonia oceanica* meadow: a low nutrient high chlorophyll (LNHC) system? *BMC Ecol* 2, 1-12.
- Gobert, S., Sartoretto, S., Rico-Raimondino, V., Andral, B., Chery, A., Lejeune, P., Boissery, P., 2009. Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index: PREI. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1727-1733.
- Labrune, C., Amouroux, J.M., Sarda, R., Dutrieux, E., Thorin, S., Rosenberg, R., Grémare, A., 2006. Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 52, 34-47.
- Mangialajo, L., Ruggieri, N., Asnaghi, V., Chiantore, M., Povero, P., Cattaneo-Vietti, R., 2007. Ecological status in the Ligurian Sea: The effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. *Marine Pollution Bulletin* 55, 30 - 41.
- McArdle, B.H., Anderson, M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82, 290-297.
- Michel, L., Abadie, A., Binard, M., Biondo, R., Borges, A., Collignon, A., Champenois, W., Chéry, A., Donnay, A., Gobert, S., Goffart, A., Hecq, J.-H., Pelaprat, C., Pere, A., Plaza, S., Thomé, J.-P., Volpon, A., Lejeune, P., 2013. STARE-CAPMED (STATION of Reference on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts): Rapport d'activité - Année 2012. STARESO SAS, p. 85 pp.
- MSFD, 2008. Marine Strategy Framework Directive, 2008/56/CE.
- Muxika, I., Borja, Á., Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55, 16-29.
- Muxika, I., Somerfield, P.J., Borja, Á., Warwick, R.M., 2012. Assessing proposed modifications to the AZTI marine biotic index (AMBI), using biomass and production. *Ecological Indicators* 12, 96-104.

- Paganelli, D., Forni, G., Marchini, A., Mazziotti, C., Occhipinti-Ambrogi, A., 2011. Critical appraisal on the identification of Reference Conditions for the evaluation of ecological quality status along the Emilia-Romagna coast (Italy) using M-AMBI. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1725-1735.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229-311.
- Pelaprat, C., Chéry, A., Lejeune, P., 2007. Synthèse des Données Marines de Stareso sur la Corse, DMS.
- Pérès, J.M., Picard, J., 1964. Nouveau Manuel de Bionomie benthique de la Mer Méditerranée.
- 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.
- Richir, J., Salivas-Decaux, M., Lafabrie, C., Lopez y Royo, C., Gobert, S., Pergent, G., Pergent-Martini, C., 2015. Bioassessment of trace element contamination of Mediterranean coastal waters using the seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Environmental Management* 151, 486-499.
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H., 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. *Marine Pollution Bulletin* 49, 728-739.
- Simboura, N., Reizopoulou, S., 2008. An intercalibration of classification metrics of benthic macroinvertebrates in coastal and transitional ecosystems of the Eastern Mediterranean ecoregion (Greece). *Marine Pollution Bulletin* 56, 116-126.
- Simboura, N., Zenetos, A., 2002. Benthic indicators to use in Ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystem, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science* 3, 77 -111.
- Teixeira, H., Neto, J.M., Patrício, J., Veríssimo, H., Pinto, R., Salas, F., Marques, J.C., 2009. Quality assessment of benthic macroinvertebrates under the scope of WFD using BAT, the Benthic Assessment Tool. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1477-1486.
- Teixeira, H., Salas, F., Neto, J.M., Patrício, J., Pinto, R., Veríssimo, H., García-Charton, J.A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A., Marques, J.C., 2008. Ecological indices tracking distinct impacts along disturbance-recovery gradients in a temperate NE Atlantic Estuary - Guidance on reference values. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80, 130-140.
- Tomassetti, P., Persia, E., Mercatali, I., Vani, D., Marusso, V., Porrello, S., 2009. Effects of mariculture on macrobenthic assemblages in a western mediterranean site. *Marine Pollution Bulletin* 58, 533-541.

- Van Hoey, G., Permuy, D.C., Vandendriessche, S., Vincx, M., Hostens, K., 2013. An ecological quality status assessment procedure for soft-sediment benthic habitats: Weighing alternative approaches. *Ecological Indicators* 25, 266-278.
- Van Loon, W.M.G.M., Verschoor, A.J., Gittenberger, A., 2011. Benthic Cosystem Quality Index 2: Design and Calibration of the Dutch BEQI-2 WFD metric for Marine Benthos in Transitional Waters, in: Waterdienst, R. (Ed.).
- Warwick, R.M., Clarke, R.K., Somerfield, P.J., 2010. Exploring the marine biotic index (AMBI): variations on a theme by Ángel Borja. *Marine Pollution Bulletin* 60, 554-559.
- WFD, 2000. European Water Framework Directive, 2000/60/CE.
- WoRMS Editorial Board (2014). World Register of Marine Species. Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed August 2014

Table 1: Identification of habitat type. X: median grain size measure (μm); D: Depth of sampled station (m); Seagrass Meadow: sandy clearing in a *Posidonia* seagrass meadow.

		Seagrass meadow		
		D<10 m	10 m≤D<35 m	D≥35 m
X<250 μm	Sandy clearing	Fine sand between surface and 35 m	Fine sand between surface and 35 m	Fine sand deeper than 35 m
250 μm ≤X<500 μm	Sandy clearing	Medium sand between the surface and 35 m	Medium sand between the surface and 35 m	Medium sand deeper than 35 m
X≥500 μm	Sandy clearing	Coarse sand between the surface and 10 m	Coarse sand between 10 and 35 m deep	Coarse sand deeper than 35 m

Table 2: Bad and High values for each habitat type for the computation of the M-AMBI and number (Nbr) of stations assigned at each habitat. SF: Fine Sand; SM: Medium Sand; SG, Coarse Sand; [0-10[: between 0 and 10m deep; [10-35[: between 10 and 35 m deep; [35-: more than 35 m deep; sandy clearing: sandy clearing in a *posidonia* seagrass meadow. H': Shannon Diversity (\log_2); S: Specific richness. *Bad**: away from disturbed areas found around Corsica Island, so using Intermediate value as worst reference condition.

Habitat type	Nbr of Stations		AMBI	Diversity	Richness
SF; [0-35[30	Bad	6	0	0
		High	0,82	5,18	74

SM; [0-35[10	Bad*	6	0	0
		Intermediate	6	1,95	37
		High	0,36	4,41	16
SG; [0-10[4	Bad	6	0	0
		High	1,93	4,7	73
SG; [10-35[4	Bad*	6	0	0
		Intermediate	6	5,29	151
		High	0,93	3,62	42
S; sandy clearing	14	Bad*	6	0	0
		Intermediate	6	5,73	124
		High	1,2	3,19	35
SF; [35-	11	Bad	6	0	0
		High	1,31	5,96	108
SM; [35-	8	Bad	6	0	0
		High	1,4	5,79	108
SG; [35-	9	Bad	6	0	0
		High	1,02	5,88	117

Table 3: Habitat type of STARE-CAPMED sampled stations and ecological quality status. SF: Fine Sand; SM: Medium Sand; SG, Coarse Sand; [0-10[: between 0 and 10 m deep; [10-35[: between 10 and 35 m deep; [35-: more than 35 m deep; sandy clearing: sandy clearing in a *Posidonia* seagrass meadow. Source: next to the source of perturbation; Mean Distance: at mean distance (± 400 m) from the source; Long Distance: far away (± 1300 m) from the source.

Campaign	Sampled stations	Habitat type
Spring 2011	River Mouth (Source)	SF; [0-35[
	River Mouth (Mean Distance)	SF; [0-35[
	River Mouth (Long Distance)	SF; [35-
	Reference 20m	SG; [10-35[
	Reference 40m	SM; [35-
	Fish Farm (Source)	SF; [0-35[
	Sewage Outfall (Source)	SG; [35-
	Organized Anchorage area (Source)	SF; [0-35[
	Organized Anchorage area (Mean Distance)	SF; [0-35[

	Organized Anchorage area (Long Distance)	SF; [35-
	Free Anchorage area (Source)	SM; [0-35[
	Free Anchorage area (Mean Distance)	SF; [0-35[
	Free Anchorage area (Long Distance)	SG; [35-
Autumn 2012	River Mouth (Source)	SF; [0-35[
	River Mouth (Mean Distance)	SF; [0-35[
	River Mouth (Long Distance)	SF; [35-
	Reference 20m	SM; [0-35[
	Reference 40m	SM; [35-
	Fish Farm (Source)	SF; [0-35[
	Sewage Outfall (Source)	SM; [35-
	Organized Anchorage area (Source)	SF; [0-35[
	Organized Anchorage area (Mean Distance)	SF; [0-35[
	Organized Anchorage area (Long Distance)	SF; [35-
	Free Anchorage area (Source)	SM; [0-35[
	Free Anchorage area (Mean Distance)	SF; [0-35[
	Free Anchorage area (Long Distance)	SG; [35-

Table 4: Spatial variation of the ecological quality status along transects from an anthropogenic source

	Anthropogenic influence	Spatial variation of Status
Spring 2011	River Mouth transect	No
	Organized Anchorage Area transect	No
	Free Anchorage Area transect	Yes
Autumn 2012	River Mouth transect	No
	Organized Anchorage Area transect	Yes
	Free Anchorage Area transect	No

Figure 1: Location of sampled areas

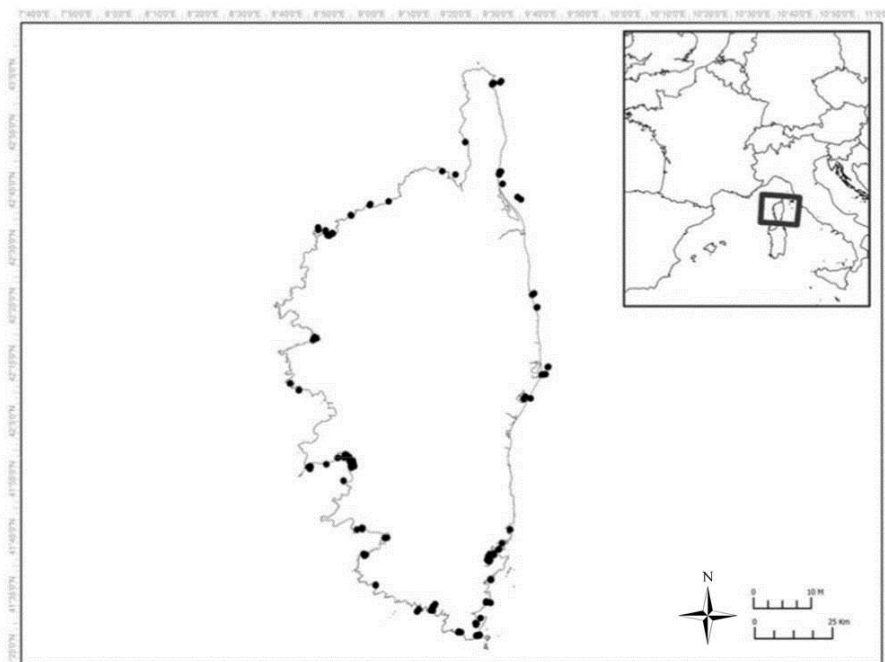
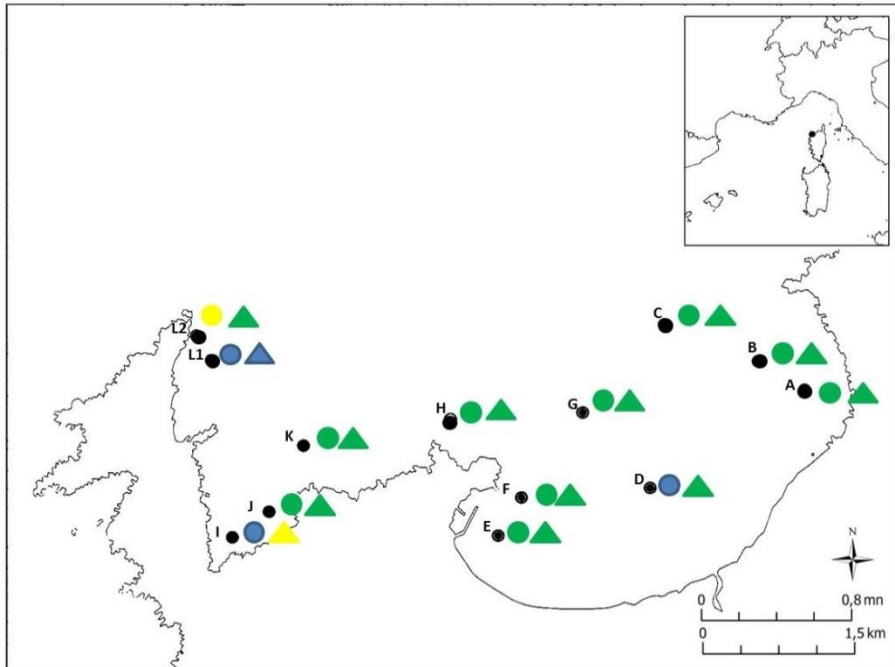


Figure 2: Location of sampled stations in Calvi Bay. A: river mouth (source); B: river mouth (mean distance); C: river mouth (long distance); D: fish farm (source); E: organized anchorage area (source); F: organized anchorage area (mean distance); G: organized anchorage area (long distance); H: sewage outfall (source); I: free anchorage area (source); J: free anchorage area (mean distance); K: free anchorage area (long distance); L: reference area (1: 40 m deep, 2: 20 m deep). EcoQS of May 2013: ● Quality of September 2013: ▲ Bleu: High EcoQS, Green: Good EcoQS, Yellow: Moderate EcoQS.



Annexe 4 : Valeur du J'MAMBI et statut écologique associé par niveau d'identification taxonomique pour les 90 stations employées dans l'évaluation de la suffisance taxonomique ainsi que l'habitat défini pour chacune

H' : Diversité de Shannon ; S : Richesse ; J' : Equitabilité ;

Habitat :

- Tâche de sable dans l'herbier, sans distinction de granulométrie : S Herbier,
- Sédiment fins de plus de 35 m de profondeur : SF +35,
- Sédiments moyens de plus de 35 m de profondeur : SM +35,
- Sédiments grossiers de plus de 35 m de profondeur : SG +35,
- Sédiments grossiers entre 10 m et 35 m de fond : SG 10/35,
- Sédiments grossiers entre la surface et 10 m de fond : SG 0/10,
- Sédiments moyens entre la surface et 35 m de fond : SM 0/35,
- Sédiments fins entre la surface et 35 m de fond : SF 0/35.

	Habitat	Espèce				Genre				Famille				Statut								
		AMBI	H'	S	M'AMBI	J'	J'MAMBI	Statut	AMBI	H'	S	M-AMBI	J'		J'MAMBI	Statut						
1	SG +35	1,44	5,81	87	0,90	0,90	0,82	Elevé	1,54	5,53	75	0,90	0,89	0,79	Bon	1,39	4,71	46	0,89	0,85	0,76	Bon
2	SF +35	1,53	5,96	108	0,98	0,88	0,87	Elevé	1,60	5,73	96	0,99	0,87	0,86	Elevé	1,49	4,92	61	0,97	0,83	0,81	Elevé
3	SG +35	1,40	5,31	58	0,82	0,91	0,74	Bon	1,39	5,24	53	0,83	0,91	0,76	Bon	1,59	4,67	37	0,83	0,90	0,75	Bon
4	SG +35	1,59	5,24	70	0,82	0,85	0,70	Bon	1,66	4,97	61	0,81	0,84	0,68	Bon	2,26	4,49	43	0,80	0,83	0,66	Bon
5	S Herbier	2,04	4,36	35	0,83	0,85	0,71	Bon	2,07	4,20	34	0,84	0,83	0,69	Bon	1,99	3,92	28	0,84	0,82	0,69	Bon
6	SM +35	1,57	5,49	86	0,92	0,85	0,79	Bon	1,79	5,25	74	0,89	0,85	0,75	Bon	1,59	4,45	42	0,86	0,82	0,71	Bon
7	SF +35	1,45	4,22	64	0,78	0,70	0,55	Moyen	1,78	3,81	56	0,74	0,66	0,48	Moyen	1,57	3,33	40	0,74	0,63	0,47	Moyen
8	SM +35	2,22	4,67	76	0,79	0,75	0,59	Moyen	2,30	4,49	69	0,78	0,73	0,57	Moyen	2,19	3,89	46	0,79	0,70	0,56	Moyen
9	SF +35	1,39	5,45	73	0,89	0,88	0,78	Bon	1,48	5,28	65	0,89	0,88	0,78	Bon	1,18	4,79	48	0,93	0,86	0,79	Bon
10	SM +35	1,46	5,06	48	0,82	0,91	0,74	Bon	1,51	4,86	44	0,81	0,89	0,72	Bon	1,70	4,07	33	0,79	0,81	0,63	Bon
11	SF +35	1,73	4,91	71	0,82	0,80	0,65	Bon	2,11	4,81	65	0,81	0,80	0,65	Bon	1,77	4,10	49	0,83	0,73	0,61	Bon
12	SF +35	1,31	5,44	63	0,87	0,91	0,79	Bon	1,49	5,22	56	0,86	0,90	0,78	Bon	1,15	4,89	46	0,93	0,89	0,82	Elevé
13	SF0/35	2,60	4,70	89	0,83	0,73	0,61	Bon	2,45	4,66	83	0,84	0,73	0,61	Bon	2,61	4,15	53	0,81	0,72	0,59	Moyen
14	SF +35	1,52	5,76	92	0,94	0,88	0,83	Elevé	1,56	5,54	81	0,94	0,87	0,82	Elevé	1,35	5,00	55	0,96	0,87	0,83	Elevé
15	SM +35	1,40	5,79	95	0,97	0,88	0,86	Elevé	1,32	5,60	88	0,99	0,87	0,85	Elevé	1,56	4,87	54	0,95	0,85	0,81	Elevé
16	SF0/35	2,90	4,54	57	0,73	0,78	0,57	Moyen	2,67	4,42	54	0,73	0,77	0,56	Moyen	3,09	4,10	45	0,74	0,75	0,55	Moyen
17	SF +35	1,73	5,07	59	0,80	0,86	0,69	Bon	1,79	4,94	55	0,82	0,86	0,70	Bon	1,32	4,35	42	0,85	0,81	0,69	Bon
18	SF +35	1,77	5,63	78	0,88	0,90	0,79	Bon	1,81	5,55	73	0,91	0,90	0,81	Elevé	1,55	4,69	46	0,88	0,85	0,75	Bon
19	SG +35	1,34	5,88	111	0,96	0,87	0,83	Elevé	1,52	5,47	95	0,94	0,83	0,78	Bon	1,30	4,58	59	0,94	0,78	0,73	Bon
20	SF0/35	2,02	5,05	93	0,92	0,77	0,71	Bon	1,98	4,93	85	0,90	0,77	0,69	Bon	2,39	4,46	53	0,85	0,78	0,66	Bon
21	SF0/35	1,80	5,03	87	0,93	0,78	0,72	Bon	1,79	4,93	79	0,90	0,78	0,71	Bon	1,65	4,45	53	0,90	0,77	0,70	Bon
22	SF0/35	2,20	5,37	102	0,95	0,80	0,76	Bon	2,20	5,27	93	0,93	0,81	0,75	Bon	2,06	4,79	61	0,94	0,81	0,76	Bon
23	SM 0/35	1,41	3,82	41	0,82	0,71	0,58	Moyen	1,41	3,37	39	0,78	0,64	0,50	Moyen	1,92	3,24	31	0,66	0,65	0,43	Moyen
24	SM 0/35	1,04	4,41	30	0,91	0,90	0,82	Elevé	1,13	4,36	29	0,89	0,90	0,80	Bon	1,05	4,29	27	0,87	0,90	0,79	Bon
25	SF0/35	1,61	3,74	20	0,71	0,86	0,62	Bon	1,55	3,64	19	0,68	0,86	0,59	Moyen	1,66	3,50	17	0,67	0,86	0,58	Moyen
26	SF0/35	1,38	4,75	73	0,92	0,77	0,70	Bon	1,32	4,53	66	0,88	0,75	0,66	Bon	1,19	4,14	46	0,88	0,75	0,66	Bon
27	SF0/35	2,34	4,52	108	0,88	0,67	0,59	Moyen	2,34	4,10	86	0,81	0,64	0,52	Moyen	2,40	3,73	50	0,78	0,66	0,51	Moyen

28	SG 0/10	1,93	4,70	73	1,00	0,76	Bon	1,93	4,43	62	1,00	0,74	Bon	2,08	4,11	45	1,00	0,75	Bon	0,75
29	SF0/35	2,55	3,65	95	0,77	0,55	Moyen	2,60	3,55	82	0,74	0,56	Moyen	1,82	3,09	51	0,77	0,54	Moyen	0,42
30	SF0/35	2,50	3,79	73	0,74	0,61	Moyen	2,38	3,70	63	0,72	0,62	Moyen	2,32	3,29	39	0,70	0,62	Moyen	0,44
31	SF0/35	4,88	2,88	42	0,40	0,53	Pauvre	4,62	2,80	36	0,41	0,54	Pauvre	4,60	2,69	29	0,45	0,55	Pauvre	0,25
32	SF0/35	2,56	2,11	18	0,50	0,51	Pauvre	2,55	2,08	17	0,48	0,51	Pauvre	2,45	2,05	16	0,49	0,51	Pauvre	0,25
33	SF0/35	2,18	4,50	69	0,82	0,74	Bon	2,34	4,41	62	0,78	0,74	Moyen	1,70	3,73	42	0,79	0,69	Moyen	0,55
34	SF0/35	1,82	4,51	81	0,87	0,71	Bon	1,96	4,49	76	0,85	0,72	Bon	1,59	4,06	51	0,87	0,72	Bon	0,62
35	SF0/35	1,47	5,18	68	0,93	0,85	Bon	1,65	5,10	63	0,89	0,85	Bon	1,33	4,77	46	0,92	0,86	Bon	0,80
36	SF0/35	0,99	5,04	74	0,97	0,81	Bon	1,06	4,92	65	0,93	0,82	Bon	0,76	4,57	48	0,96	0,82	Bon	0,78
37	SF0/35	2,57	3,67	20	0,62	0,85	Moyen	2,17	3,67	20	0,64	0,85	Moyen	2,52	3,51	18	0,62	0,84	Moyen	0,52
38	SF0/35	1,69	5,15	63	0,90	0,86	Bon	1,64	5,10	59	0,88	0,87	Bon	1,59	4,66	40	0,87	0,88	Bon	0,76
39	SF0/35	1,68	4,88	68	0,89	0,80	Bon	1,67	4,80	64	0,87	0,80	Bon	1,74	4,53	51	0,90	0,80	Bon	0,71
40	SF0/35	2,21	5,36	101	0,94	0,81	Bon	2,20	5,26	92	0,92	0,81	Bon	2,06	4,79	60	0,93	0,81	Bon	0,75
41	SF0/35	2,28	4,59	92	0,86	0,70	Bon	2,23	4,54	85	0,85	0,71	Bon	2,01	4,10	52	0,84	0,72	Bon	0,61
42	S Herbier	2,34	4,94	69	0,65	0,81	Moyen	2,23	4,84	63	0,66	0,81	Moyen	2,27	4,23	41	0,69	0,79	Moyen	0,54
43	S Herbier	2,39	5,23	82	0,59	0,82	Moyen	2,33	5,08	72	0,60	0,82	Moyen	2,15	4,36	45	0,67	0,79	Moyen	0,53
44	S Herbier	1,93	3,68	46	0,85	0,67	Moyen	1,92	3,63	44	0,85	0,67	Moyen	2,23	3,45	34	0,81	0,68	Moyen	0,55
45	S Herbier	1,51	4,03	43	0,89	0,74	Bon	1,51	3,92	40	0,90	0,74	Bon	1,60	3,61	31	0,89	0,73	Bon	0,65
46	SM0/35	1,65	3,09	18	0,71	0,74	Moyen	0,62	3,09	18	0,86	0,74	Bon	0,54	2,95	16	0,80	0,74	Moyen	0,59
47	SM0/35	2,02	2,52	16	0,61	0,63	Pauvre	1,96	2,52	16	0,62	0,63	Pauvre	1,37	1,79	12	0,57	0,50	Pauvre	0,29
48	SM0/35	1,58	4,88	46	0,88	0,88	Bon	1,64	4,77	43	0,86	0,88	Bon	1,31	4,42	35	0,86	0,86	Bon	0,74
49	SM0/35	2,44	4,65	55	0,74	0,80	Bon	2,42	4,65	55	0,74	0,80	Moyen	2,58	4,20	38	0,68	0,80	Moyen	0,54
50	SF0/35	2,37	4,06	88	0,80	0,63	Moyen	2,43	4,00	77	0,78	0,64	Moyen	2,95	3,59	45	0,70	0,65	Moyen	0,46
51	SG 10/35	2,14	3,62	62	0,80	0,61	Moyen	2,13	3,59	58	0,79	0,61	Moyen	2,28	3,36	34	0,82	0,66	Moyen	0,54
52	SM0/35	0,36	2,00	35	0,83	0,39	Pauvre	0,34	1,97	32	0,83	0,40	Pauvre	0,31	1,93	29	0,75	0,40	Pauvre	0,30
53	SM0/35	0,58	3,07	19	0,87	0,73	Bon	0,60	3,07	19	0,87	0,73	Bon	0,49	3,07	19	0,82	0,73	Moyen	0,60
54	SF0/35	1,48	4,58	37	0,82	0,88	Bon	1,48	4,45	34	0,79	0,87	Bon	1,31	4,30	31	0,82	0,87	Bon	0,72
55	SF0/35	1,43	4,26	29	0,79	0,88	Bon	1,34	4,15	26	0,76	0,88	Bon	1,09	3,87	21	0,76	0,88	Bon	0,67
56	SF0/35	1,01	3,16	19	0,72	0,74	Moyen	0,81	3,08	18	0,70	0,74	Moyen	0,85	3,00	16	0,69	0,75	Moyen	0,52

57	S Herbie	2,20	3,19	41	0,86	0,60	0,51	Moyen	2,56	3,19	41	0,81	0,60	0,48	Moyen	2,47	3,06	32	0,83	0,61	0,51	Moyen
58	S Herbie	2,02	4,55	68	0,72	0,75	0,54	Moyen	1,97	4,51	61	0,73	0,76	0,55	Moyen	2,22	4,07	40	0,72	0,77	0,55	Moyen
59	SG 0/10	1,98	3,97	31	0,83	0,80	0,66	Bon	1,97	3,92	29	0,85	0,81	0,69	Bon	2,17	3,50	21	0,80	0,79	0,64	Bon
60	SM 0/35	5,51	1,95	37	0,07	0,37	0,03	Mauvais	5,33	1,95	36	0,10	0,38	0,04	Mauvais	5,38	1,93	28	0,08	0,40	0,03	Mauvais
61	S Herbie	1,61	5,22	76	0,70	0,84	0,58	Moyen	1,64	5,08	69	0,70	0,83	0,58	Moyen	1,26	4,48	48	0,74	0,80	0,59	Moyen
62	SF 0/35	0,82	3,80	40	0,83	0,71	0,59	Moyen	0,80	3,76	39	0,80	0,71	0,57	Moyen	0,67	3,48	30	0,80	0,71	0,57	Moyen
63	SF 0/35	3,02	4,56	63	0,73	0,76	0,56	Moyen	2,96	4,52	58	0,73	0,77	0,56	Moyen	2,69	3,83	38	0,71	0,73	0,52	Moyen
64	S Herbie	1,46	4,71	57	0,81	0,81	0,65	Bon	1,34	4,61	51	0,84	0,81	0,68	Bon	1,28	4,26	39	0,82	0,81	0,66	Bon
65	SG 10/35	2,12	4,38	151	0,50	0,61	0,30	Pauvre	2,52	4,27	126	0,46	0,61	0,28	Pauvre	2,59	3,95	79	0,44	0,63	0,28	Pauvre
66	SG 10/35	2,51	5,29	99	0,57	0,80	0,45	Moyen	2,38	5,17	88	0,57	0,80	0,46	Moyen	2,47	4,69	57	0,56	0,80	0,45	Moyen
67	S Herbie	1,20	5,57	104	0,63	0,83	0,53	Moyen	1,28	5,42	92	0,63	0,83	0,53	Moyen	1,27	5,04	61	0,60	0,85	0,51	Moyen
68	SF +35	2,29	4,84	76	0,78	0,77	0,60	Bon	2,29	4,67	65	0,78	0,77	0,61	Bon	1,84	4,21	47	0,83	0,76	0,63	Bon
69	SG 10/35	0,93	4,66	42	0,95	0,86	0,82	Elevé	0,97	4,53	37	0,96	0,87	0,83	Elevé	1,01	4,20	29	0,95	0,86	0,82	Elevé
70	SG 0/10	2,93	2,99	33	0,65	0,59	0,39	Pauvre	3,23	2,82	30	0,63	0,58	0,36	Pauvre	2,87	2,46	21	0,63	0,56	0,36	Pauvre
71	SG 0/10	3,37	2,87	34	0,60	0,56	0,34	Pauvre	3,35	2,84	30	0,62	0,58	0,36	Pauvre	2,59	2,74	23	0,70	0,61	0,42	Moyen
72	SG +35	2,09	5,78	112	0,90	0,85	0,77	Bon	2,06	5,56	98	0,91	0,84	0,77	Bon	2,06	4,76	58	0,90	0,81	0,73	Bon
73	SM +35	1,75	6,17	106	1,00	0,92	0,91	Elevé	1,87	5,81	90	0,96	0,89	0,86	Elevé	1,59	5,05	60	0,99	0,86	0,85	Elevé
74	SF +35	2,07	5,34	82	0,85	0,84	0,71	Bon	2,15	5,07	68	0,83	0,83	0,69	Bon	2,03	4,44	48	0,84	0,80	0,67	Bon
75	SF +35	2,43	5,05	79	0,79	0,80	0,63	Bon	2,70	4,60	67	0,75	0,76	0,57	Moyen	2,13	4,04	49	0,80	0,72	0,58	Moyen
76	SM +35	1,60	5,86	111	1,00	0,86	0,86	Elevé	1,86	5,51	97	0,96	0,84	0,80	Elevé	1,54	4,72	59	0,96	0,80	0,77	Bon
77	SG +35	1,39	5,87	100	0,94	0,88	0,83	Elevé	1,49	5,66	89	0,94	0,87	0,82	Elevé	1,34	4,90	61	0,97	0,83	0,80	Elevé
78	SM +35	1,43	4,90	75	0,86	0,79	0,68	Bon	1,61	4,60	62	0,83	0,77	0,64	Bon	0,99	3,90	40	0,85	0,73	0,62	Bon
79	SG +35	1,40	5,73	112	0,95	0,84	0,80	Elevé	1,44	5,50	96	0,95	0,83	0,79	Bon	1,32	4,38	53	0,90	0,76	0,68	Bon
80	SG +35	1,77	5,66	117	0,93	0,82	0,77	Bon	1,94	5,32	101	0,91	0,80	0,73	Bon	2,20	4,48	60	0,87	0,76	0,66	Bon
81	SG +35	1,02	4,61	51	0,78	0,81	0,64	Bon	1,06	4,55	48	0,80	0,81	0,65	Bon	0,89	4,16	39	0,85	0,79	0,67	Bon
82	SM +35	1,49	5,75	108	0,99	0,85	0,84	Elevé	1,78	5,47	94	0,96	0,83	0,80	Bon	1,50	4,67	56	0,95	0,80	0,76	Bon
83	SF 0/35	1,87	5,18	69	0,90	0,85	0,76	Bon	2,12	5,01	61	0,84	0,84	0,71	Bon	1,85	4,47	43	0,85	0,82	0,70	Bon
84	S Herbie	1,57	4,29	44	0,86	0,78	0,68	Bon	1,52	4,23	40	0,88	0,80	0,70	Bon	1,71	3,99	30	0,86	0,81	0,70	Bon
85	SF 0/35	3,26	0,92	17	0,35	0,22	0,08	Mauvais	3,22	0,92	17	0,34	0,22	0,08	Mauvais	3,34	0,92	17	0,34	0,22	0,08	Mauvais

86	S Herbier	1,49	5,73	124	0,52	0,82	0,43	Moyen	1,51	5,46	103	0,56	0,82	0,46	Moyen	1,60	4,77	67	0,54	0,79	0,42	Moyen
87	SF0/35	2,38	5,13	121	0,95	0,74	0,71	Bon	2,39	4,80	95	0,88	0,73	0,65	Bon	2,84	4,05	59	0,81	0,69	0,56	Moyen
88	S Herbier	2,56	5,67	100	0,48	0,85	0,41	Moyen	2,62	5,34	86	0,49	0,83	0,41	Moyen	2,48	4,50	57	0,53	0,77	0,41	Moyen
89	SM 0/35	1,64	5,39	80	0,94	0,85	0,80	Elevé	1,53	5,37	78	0,94	0,85	0,80	Elevé	1,92	4,80	52	0,84	0,84	0,71	Bon
90	S Herbier	1,57	4,62	82	0,72	0,73	0,52	Moyen	1,63	4,52	75	0,71	0,73	0,52	Moyen	1,90	4,20	51	0,66	0,74	0,49	Moyen

Annexe 5 : Valeurs des différents indices et statuts écologiques associés pour les 14 stations suivies dans la baie de Calvi en 2011 et en 2012

Stations	J'MAMBI	Statut J'MAMBI	AMBI	Statut AMBI	Bentix	Statut Bentix	BOPA	Statut BOPA	BQI	Statut BQI
SCM 11 Embouchure Proche	0,78	Bon	1,301	Bon	4,514	Excellent	0,005	Excellent	15,18	Bon
SCM 11 Embouchure Moyen	0,78	Bon	1,057	Excellent	4,944	Excellent	0,003	Excellent	16,15	Excellent
SCM 11 Embouchure Loin	0,69	Bon	1,190	Excellent	4,799	Excellent	0,009	Excellent	17,36	Excellent
SCM 11 Référence 20 m	0,55	Moyen	1,446	Bon	4,724	Excellent	0,017	Excellent	16,13	Excellent
SCM 11 Référence 40 m	0,82	Excellent	1,493	Bon	4,818	Excellent	0,026	Bon	20,76	Excellent
SCM 11 Aquaculture Proche	0,80	Excellent	1,658	Bon	4,582	Excellent	0,042	Bon	18,42	Excellent
SCM 11 AquaCulture Moyen	0,49	Moyen	0,817	Excellent	5,319	Excellent	0,008	Excellent	10,96	Moyen
SCM 11 Emissaire	0,70	Bon	1,534	Bon	4,328	Bon	0,027	Bon	19,38	Excellent
SCM 11 Port Proche	0,65	Bon	1,342	Bon	4,600	Excellent	0,010	Excellent	15,97	Bon
SCM 11 Port Moyen	0,78	Bon	1,654	Bon	4,021	Bon	0,016	Excellent	18,15	Excellent
SCM 11 Port Loin	0,60	Bon	1,824	Bon	4,378	Bon	0,007	Excellent	22,02	Excellent
SCM 11 Alga Proche	0,90	Excellent	0,783	Excellent	5,161	Excellent	0,007	Excellent	11,73	Moyen
SCM 11 Alga Moyen	0,74	Bon	1,391	Bon	4,680	Excellent	0,007	Excellent	14,38	Bon
SCM 11 Alga Loin	0,73	Bon	1,130	Excellent	4,621	Excellent	0,007	Excellent	22,01	Excellent
SCM 12 Embouchure Proche	0,60	Bon	1,292	Bon	4,218	Bon	0,000	Excellent	9,72	Moyen
SCM 12 Embouchure Moyen	0,74	Bon	1,223	Excellent	4,879	Excellent	0,006	Excellent	12,17	Bon
SCM 12 Embouchure Loin	0,63	Bon	1,054	Excellent	5,097	Excellent	0,008	Excellent	16,11	Excellent
SCM 12 Référence 20m	0,67	Bon	1,177	Excellent	4,180	Bon	0,011	Excellent	12,47	Bon
SCM 12 Référence 40m	0,80	Excellent	1,919	Bon	4,248	Bon	0,037	Bon	19,43	Excellent
SCM 12 Aquaculture Proche	0,76	Bon	1,871	Bon	4,211	Bon	0,057	Bon	17,62	Excellent
SCM 12 Aquaculture Moyen	0,63	Bon	1,566	Bon	4,311	Bon	0,012	Excellent	16,74	Excellent
SCM 12 Emissaire	0,78	Bon	1,424	Bon	4,467	Bon	0,018	Excellent	15,79	Bon
SCM 12 Port Proche	0,51	Moyen	1,677	Bon	3,795	Bon	0,017	Excellent	11,42	Moyen
SCM 12 Port Moyen	0,68	Bon	1,596	Bon	4,501	Excellent	0,008	Excellent	15,29	Bon
SCM 12 Port Loin	0,73	Bon	1,621	Bon	3,920	Bon	0,016	Excellent	21,54	Excellent
SCM 12 Alga Proche	0,66	Bon	1,718	Bon	4,338	Bon	0,047	Bon	9,41	Moyen
SCM 12 Alga Moyen	0,69	Bon	1,627	Bon	4,361	Bon	0,010	Excellent	12,10	Bon
SCM 12 Alga Loin	0,67	Bon	1,648	Bon	4,965	Excellent	0,013	Excellent	25,02	Excellent

Annexe 6 : Légende des photos présentées sur les intercalaires

Lecture des espèces, genres ou familles de gauche à droite et de haut en bas.

- Introduction :

Aponuphis bilineata, *Nereis* sp., *Poecilochaetus serpens*, *Prionospio* sp.,
Prionospio sp.

- Matériel et Méthodes :

Caprella acanthifera, *Phtisica marina*, *Caprella* sp.

- Habitats :

Ostracoda, *Leucothoe* sp., *Ebalia cranchii*

- Le Référentiel Benthique Espèce :

Echinocyamus pusillus, *Ophiura* sp.

- La Suffisance taxonomique :

Mysta picta, *Nereis* sp.

- Le cas d'étude :

Myrtea spinifera, *Myrtea spinifera* juvénile, *Arcopagia balaustina*

- Discussions et Conclusions générales :

Aponuphis bilineata, *Poecilochaetus serpens*, *Prionospio* sp., *Prionospio* sp.

- Références bibliographiques :

Micronephtys sp.

- Annexes :

Moerella donacina, *Ctena decussata*, *Timoclea ovata*, *Gari costulata*

