



NATIONS  
UNIES

**EP**

UNEP/MED WG.474/3



PNUE



PROGRAMME DES NATIONS UNIES  
POUR L'ENVIRONNEMENT  
PLAN D'ACTION POUR LA MÉDITERRANÉE

10 Mai 2019

Français

Original : Anglais

Réunion du Groupe de Correspondance de l'Approche Écosystémique sur la surveillance (CORMON), Biodiversité et Pêche

Rome, Italie, 21 mai 2019

**Point 3 de l'ordre du jour : Orientations sur la surveillance des habitats marins benthiques**

**Les protocoles de surveillance des Indicateurs communs 1 et 2 relatifs aux habitats marins**

Pour des raisons environnementales et d'économie, ce document est imprimé en nombre limité et ne sera pas distribué pendant la réunion. Les délégués sont priés de se munir de leur copie et de ne pas demander de copies supplémentaires.

## Note du Secrétariat

La 19e réunion des Parties Contractantes à la Convention de Barcelone (CdP 19) a adopté le Programme de Surveillance et d'Evaluation Intégrées (IMAP) de la Mer et des Côtes Méditerranéennes et les Critères d'Evaluation Connexes, dans sa décision IG.22/7, qui définit une liste Spécifiques de 27 Indicateurs Communs (IC) et les objectifs et principes de Bon Etat Ecologique (BEE) du Programme de Surveillance et d'Evaluation Intégrées de la Méditerranée (IMAP).

Au cours de la phase initiale de la mise en œuvre du programme IMAP (2016-2019), les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont actualisé les programmes de surveillance et d'évaluation nationaux existants à la suite des exigences contenues dans la décision visant à fournir toutes les données nécessaires pour évaluer si le "Bon Etat Ecologique" défini par l'Approche Ecosystémique a été réalisé ou maintenu.

Conformément au programme IMAP, des fiches d'information sur les orientations ont été élaborées, examinées et approuvées par la réunion du Groupe de Correspondance de l'Approche Ecosystémique sur la Surveillance (CORMON) de la Biodiversité et de la Pêche (Madrid, Espagne, 28 février-1er mars 2017) et par la réunion du CAR/ASP. Points focaux (Alexandrie, Égypte, 9-12 mai 2017) pour les indicateurs communs afin d'assurer un suivi cohérent.

La Décision IG.23/6 sur le MED QSR 2017 (CdP 20, Tirana, Albanie, 17-20 décembre 2017) a approuvé, en tant qu'orientation générale, en vue du succès du Rapport sur la qualité de la méditerranée en 2023 (MED QSR 2023), les principales recommandations suivantes :

- i. Harmonisation et normalisation des méthodes de surveillance et d'évaluation ;
- ii. Amélioration de la disponibilité et la garantie de longues séries chronologiques de données de bonne qualité permettant de suivre l'évolution de l'état du milieu marin ;
- iii. Amélioration de la disponibilité de jeux de données synchronisés pour l'évaluation de l'état du milieu marin, y compris l'utilisation des données stockées dans d'autres bases de données auxquelles contribuent régulièrement certains pays méditerranéens ; et
- iv. Amélioration de l'accessibilité des données en vue d'améliorer les connaissances sur l'environnement marin méditerranéen et de s'assurer que le système Info-MAP est opérationnel et constamment mis à niveau, afin de permettre la soumission des données pour tous les indicateurs communs du programme IMAP.

Compte tenu de l'évolution des besoins pour combler les lacunes, en particulier en ce qui concerne l'harmonisation et la normalisation des méthodes de surveillance et d'évaluation, le présent document fournit des informations sur les protocoles de surveillance des indicateurs communs 1 et 2 de l'Approche Ecosystémique convenus pour évaluer les progrès accomplis vers le Bon Etat Ecologique (BEE).

Le présent document s'articule autour de trois lignes directrices principales en matière de surveillance des habitats marins benthiques :

- i. Orientations de surveillance de la végétation marine
- ii. Orientations de suivi des bioconstructions coralligènes et autres bio-concrétions
- iii. Orientations de surveillance des habitats obscures

## **Table de matière**

Prémisse générale .....

Visée et objectifs.....

### **Objectifs**

1. Ligne directrice pour la surveillance de la végétation marine.....
2. Ligne directrice pour la surveillance de Coralligènes et autres bioconstruction calcaires.....
3. Ligne directrice pour la surveillance des habitats obscures.....



## Prémisse générale

Les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont adopté l'Approche Ecosystémique (EcAp) en 2008 en vertu de la Décision IG.17/6, visant à parvenir à « une Méditerranée saine avec des écosystèmes marins et côtiers productifs et diversifiés du point de vue biologique, pour le bien des générations actuelles et futures » (UNEP/MAP, 2008). Ce processus (EcAp) vise à atteindre un Bon Etat Ecologique (BEE) via des décisions relatives à une gestion éclairées, fondées sur une évaluation quantitative et une surveillance intégrées du milieu marin et côtier de la méditerranée, afin de gérer les activités humaines de manière durable.

En 2016, lors de la 19<sup>e</sup> réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (CdP19, Athènes, Grèce, du 9 au 12 février 2016), un Programme et d'Evaluation et de Surveillance Intégrées et les Critères d'Evaluation Connexes (IMAP) ont également été adoptés par la région méditerranéenne. Le document en résultant décrit la stratégie, les objectifs et les produits que les Parties Contractantes doivent fournir au cours de la deuxième période de mise en œuvre de l'EcAp (2016-2021) dans le cadre du Plan d'Action pour la Méditerranée (UNEP/MAP, 2008). Le principal objectif du programme IMAP est de mettre en place et en œuvre un système de surveillance intégrée régional rassemblant des données quantitatives fiables et actualisées sur l'état de l'environnement marin et côtier en méditerranée. Une liste de 27 indicateurs communs convenus, articulés autour de 11 objectifs écologiques (OE) en synergie avec la Directive-Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin de l'Union Européenne (2008/56/CE), et les objectifs du BEE du programme IMAP ont été définis dans la Décision IG .22/7. Dans le contexte du programme IMAP, un indicateur commun est défini comme « un indicateur qui résume les données en une figure simple, normalisée et communicable et qui est idéalement applicable dans l'ensemble du bassin méditerranéen, ou au moins au niveau des sous-régions, et est soumis à la surveillance de toutes les parties contractantes. Un indicateur commun peut donner une indication du degré de menace ou de changement de l'écosystème marin et peut fournir des informations précieuses aux décideurs ».

Au cours de la phase initiale de mise en œuvre du programme IMAP (2016-2019), les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont été invitées à mettre à jour les programmes nationaux d'évaluation et de surveillance existants afin de fournir toutes les données nécessaires pour évaluer si le BEE défini par le processus EcAp a été atteint ou maintenu. Les programmes de surveillance au niveau national sont partagés pour créer un pool de données méditerranéen partagé, compatible et utilisable par chaque Partie contractante afin de produire des rapports d'évaluation d'indicateurs communs de manière intégrée, ce qui garantit la comparabilité entre les régions méditerranéennes.

Parmi les cinq indicateurs communs de l'EcAp liés à la « biodiversité » (OE1) fixés par le programme IMAP, deux concernent les habitats dans la Décision IG.22/7 de la Convention de Barcelone (UNEP/MAP, 2008), à savoir :

- Indicateur commun 1 : aire de répartition de l'habitat, pour considérer également l'étendue de l'habitat comme un attribut pertinent
- Indicateur commun 2 : Etat des espèces et des communautés typiques de l'habitat.

En ce qui concerne l'évaluation de la « biodiversité » OE1, il est difficile de définir quantitativement le BEE compte tenu de la diversité des facettes conceptuelles existant autour du terme « biodiversité » (par exemple, la diversité génétique, la diversité des espèces et la diversité de l'habitat). Ainsi, les limites du BEE sont définies ici comme «la déviation acceptable par rapport à un état de référence, qui reflète des conditions largement exemptes de pressions anthropiques ».

## Visée et objectifs

Le présent document a pour objet de mettre en lumière les lignes directrices relatives à la surveillance des habitats benthiques marins en Méditerranée à la suite de programmes de surveillance communs et normalisés, afin d'aborder les deux Indicateurs Communs (IC) qui concernent spécifiquement les habitats, et notamment les habitats sélectionnés par les Parties, à savoir la végétation marine, les coralligènes et autres bioconstructions calcaires, les habitats obscures.

Indicateur commun 1 : Aire de répartition de l'habitat, considérer également l'étendue de l'habitat comme un attribut pertinent.

Cet indicateur vise à fournir des informations sur la zone géographique dans laquelle l'habitat benthique est présent. Il reflète l'aire de répartition des habitats benthiques présents dans les fonds méditerranéens. Les principaux résultats de la surveillance pour cet indicateur seront des cartes indiquant la présence de l'habitat et l'aire de répartition. La disponibilité de cartes complètes et actualisées permettra de détecter tout changement important dans les schémas de répartition de l'habitat afin de comprendre leur évolution dans le temps et de mesurer leur distance par rapport à l'état de référence d'origine (à savoir, la ligne de base).

Indicateur commun 2 : Etat des espèces et des communautés typiques de l'habitat.

Cet indicateur vise à fournir des informations sur l'état écologique de l'habitat benthique. Les évaluations devraient être centrées sur la collecte de données relatives à l'état des habitats en utilisant des espèces typiques/cibles comme indicateurs et/ou en tenant compte de la composition de la communauté. Grâce à cet indicateur, tout changement important dans l'état de l'habitat peut être détecté et, là encore, la disponibilité de séries de données à long terme permettra de comprendre les trajectoires de changement subies par ces habitats au fil du temps.

L'objectif principal de ces directives est de guider les dirigeants et les décideurs (à l'instar des représentants des autorités environnementales, des chercheurs, des représentants des zones protégées marines-AMP) sur les méthodologies de terrain pour la surveillance à long terme des habitats benthiques marins dans les AMP, la biodiversité, ou les sites de grande importance pour la conservation (par exemple, les sites Natura 2000). Ces indications devraient aider les spécialistes de l'environnement à décider du type de méthode à choisir aux niveaux régional et national pour répondre aux indicateurs communs 1 et 2.

Le document s'articule notamment autour de 3 orientations relatives à la surveillance pour les principaux habitats benthiques :

1. Orientations pour la surveillance de la végétation marine
2. Orientations pour la surveillance des bioconstructions coralligènes et autres bioconstructions calcaires
3. Orientations pour la surveillance des habitats obscurs.

Les trois Orientations fournissent des informations sur les protocoles de surveillance des indicateurs communs 1 et 2 de l'EcAp convenus en vue de l'objectif liés au BEE et répondent aux mêmes objectifs communs à toutes orientations en matière de surveillance élaborées à ce jour :

- i. Harmoniser et normaliser des méthodes de surveillance et d'évaluation.
- ii. Assurer la qualité de longues séries chronologiques des données pour surveiller les tendances de l'état du milieu marin.
- iii. Améliorer la disponibilité des jeux de données synchronisés pour l'évaluation de l'état de l'environnement marin, y compris les données stockées dans d'autres bases de données auxquelles certains pays méditerranéens contribuent régulièrement.
- iv. Améliorer l'accessibilité des données et de leur mise à niveau continue, en vue d'améliorer les connaissances sur l'environnement marin méditerranéen, afin de permettre la soumission des données pour tous les indicateurs communs du programme IMAP.

Pour les trois habitats benthiques traités dans lesdites Orientations (végétation marine, bioconstructions coralligènes et autres bioconstructions calcaires et habitats obscurs), les informations disponibles et les protocoles de surveillance existants ont été pris en compte, et fondent le processus d'actualisation et d'harmonisation. Les documents suivants constituaient notamment le point de départ des orientations de surveillance proposées dans les présentes :

- 1) Orientations pour la normalisation des méthodes de cartographie et de surveillance des Magnoliophytes marins en Méditerranée (UNEP / MAP- CAR/ASP, 2015a)<sup>1</sup>
- 2) Méthodes d'inventaire et de surveillance des assemblages de coralligènes et de rhodolithes (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2015b)<sup>2</sup>.
- 3) Projet de directives pour l'inventaire et la surveillance des habitats obscures (UNEP/MAP-CAR/ASP, 2017)<sup>3</sup>.

En outre, de nombreux articles scientifiques existent pour chacun des trois habitats benthiques. Nombre d'entre eux expliquent en détail les étapes de la mise en œuvre, le contexte scientifique et les outils requis pour leur application. Diverses méthodes ont déjà été reconnues comme normes.

Chaque orientation de surveillance proposée ici présente un aperçu global des méthodes disponibles, avec les principaux avantages et inconvénients, les ressources humaines et matérielles requises pour une meilleure estimation des investissements nécessaires, ainsi que toute autre information pratique. L'échelle de surveillance est d'une importance primordiale pour l'évaluation de la biodiversité, en raison de la nature des indicateurs communs liés à la biodiversité, en particulier de l'indicateur commun 1 (aire de répartition et étendue de l'habitat). L'échelle d'évaluation est exprimée comme la résolution spatiale et temporelle pertinente des données requises. La résolution comprend le nombre et l'emplacement des stations d'échantillonnage, la précision des levés indirects à distance, les fréquences d'échantillonnage et la surface d'échantillonnage, qui doivent être clairement définis dans chaque directive de surveillance. Un équilibre entre précision et coûts est toujours nécessaire pour assurer une résolution rentable qui constituera le compromis correct entre une évaluation très précise et complète, mais plus coûteuse, et des évaluations partielles en fonction des ressources disponibles.

Les trois documents se concentrent davantage sur la technique de levé pour la collecte de données que sur les analyses associées suivantes. Cependant, une référence aux indices écologiques récents disponibles, développés à dessein pour l'évaluation de la qualité de l'environnement, est également indiquée pour chaque habitat. La mise en œuvre de méthodes rigoureuses pour assurer la fiabilité des données collectées de manière normalisée est la première étape fondamentale pour assurer la comparabilité entre les différentes régions des Parties Contractantes. De plus amples détails sur chaque méthode spécifique décrite et sur les analyses les plus utilisées sont mis en évidence dans les références bibliographiques fournies.

---

<sup>1</sup> UNEP/MAP-RAC/SPA. 2015a. Lignes Directrices pour la Standardisation des Méthodes de Cartographie et de Surveillance des Magnoliophytes Marins en Méditerranée. Pergent-Martini C. (Ed.), RAC/SPA publ., Tunis, 48 p. + Annexes.

<sup>2</sup> UNEP/MAP-RAC/SPA. 2015. Méthodes standardisées pour l'inventaire et le suivi des peuplements de coralligènes et de rhodolithes. Pergent G., Agnesi S., Antonioli P.A., Babbini L., Belbacha S., Ben Mustapha K., Bianchi C.N., Bitar G., Cocito S., Deter J., Garrabou J., Harmelin J.-G., Hollon F., Mo G., Montefalcone M., Morri C., Parravicini V., Peirano A., Ramos-Espla A., Relini G., Sartoretto S., Semroud R., Tunesi L., Verlaque M. (Eds), RAC/SPA publ., Tunis, 20 p. + Annex.

<sup>3</sup> UNEP/MAP-SPA/RAC. 2017. Lignes directrices pour l'inventaire et le suivi des peuplements obscurs en mer Méditerranée. Aguilar R., Marín P. (Eds), SPA/RAC publ., Tunis, 58 p.

## **1. Lignes directrices pour la surveillance de la végétation marine en Méditerranée**

## **Table de matières**

|   |  |
|---|--|
| Introduction.....   |  |
| Méthodes de surveillance.....   |  |
| a) INDICATEUR COMMUN 1 : Aire de répartition de l'habitat et l'étendue.....             |  |
| b) INDICATEUR COMMUN 2 : Etat des espèces et des communautés typiques de l'habitat..... |  |
| Référence.....  |  |
| Annexe 1 .....  |  |

## Introduction

Les herbiers marins sont largement reconnus comme des habitats essentiels dans les eaux côtières tropicales et tempérées peu profondes du monde (UNEP-MAP-Blue Plan, 2009). Ils forment certains des écosystèmes les plus productifs de la planète (McRoy et McMillan, 1977), façonnant les paysages marins côtiers et fournissant des services écologiques et économiques essentiels (Green and Short, 2003 ; Vassallo et al., 2013). Ils soutiennent les communautés associées à forte biodiversité, la production primaire et le cycle des éléments nutritifs, la stabilisation des sédiments et la protection du littoral, ainsi que la séquestration du carbone à l'échelle mondiale (Waycott et al., 2009 et références citées plus haut). Une valeur économique majeure de plus de 17 000 \$ par ha et par an a été quantifiée pour les herbiers marins à travers le monde (Costanza et al., 1997).

Les herbiers marins, comme tous les Magnoliophytes, sont des plantes à fleurs marines d'origine terrestre qui sont revenues dans le milieu marin il y a environ 120 à 100 millions d'années. La diversité des espèces d'herbiers dans le monde est faible par rapport à tout autre Phylum ou division marine, avec moins de soixante espèces dans le monde. Cependant, ils forment de vastes prairies qui s'étendent sur des milliers de kilomètres de côtes entre les surfaces à environ 50 m de profondeur dans des eaux marines très claires ou des eaux de transition (par exemple, des estuaires et des lagunes). Dans la région méditerranéenne, on trouve cinq espèces d'herbes marines : *Cymodocea nodosa*, *Halophila stipulacea* (une espèce lessepsienne invasive), *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* et *Zostera noltei*. L'endémique *Posidonia oceanica* est sans aucun doute l'herbier marin dominant et le plus important (Green and Short, 2003), et le seul à pouvoir construire une « matte », construction monumentale résultant de la croissance horizontale et verticale de rhizomes aux racines enchevêtrées et des sédiments piégés (Boudouresque et al., 2006).

Les dommages physiques résultant des pressions humaines intenses, des altérations de l'environnement, du réchauffement climatique et de la réduction de la qualité de l'eau et des sédiments entraînent une dégradation structurelle des herbiers marins dans le monde (Orth et al., 2006). Un déclin alarmant et accéléré des herbiers marins a été signalé en méditerranée et principalement dans la partie nord-ouest du bassin, où de nombreuses prairies avaient déjà été perdus au cours des dernières décennies (Boudouresque et al., 2009 ; Waycott et al., 2009). 2009 ; Pergent et al., 2012 ; Marbà et al., 2014 ; Burgos et al., 2017).

Les préoccupations concernant ces déclin ont incité des efforts pour protéger légalement ces habitats dans plusieurs pays. Le contrôle et la réduction de l'ensemble des impacts anthropiques par le biais de la législation et de sa mise en application aux niveaux local et régional ont été réalisés dans de nombreux pays. Les herbiers de *Posidonia oceanica* sont définies comme des habitats naturels prioritaires à l'annexe I de la directive 92/43/CEE, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages (CEE, 1992), qui répertorie les types d'habitats naturels dont la conservation nécessite la désignation des zones spéciales de conservation, identifiées comme Sites d'Intérêt Communautaire (SIC). En outre, la création d'Aires Marines Protégées (AMP) renforce localement le niveau de protection de ces habitats prioritaires.

En raison de leur large répartition, de leurs habitudes sédentaires et de leur sensibilité aux conditions environnementales changeantes, les herbiers marins sont habituellement utilisés comme indicateurs biologiques de la qualité de l'eau conformément à la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE) et de la qualité de l'environnement conformément à la directive-cadre relative à la stratégie pour le milieu marin (MSFD, 2008/56/EC) (Montefalcone, 2009). En raison de son importance écologique reconnue, *Posidonia oceanica* est considérée comme le principal élément de qualité biologique dans les programmes de surveillance mis au point pour évaluer l'état de l'environnement côtier marin. Des protocoles de surveillance normalisés pour évaluer et classifier l'état de conservation des herbiers marins existent déjà. Ils sont résumés dans les « Directives pour la normalisation des méthodes de cartographie et de surveillance des Magnoliophytes marins en Méditerranée » (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015). Ces directives de surveillance fondent le processus d'actualisation et d'harmonisation exposé dans le présent document.

Des informations spatiales détaillées sur la répartition de l'habitat sont des connaissances préalables à une utilisation durable des zones marines côtières. La première étape de l'évaluation préalable de l'état

de tout habitat benthique consiste donc à définir sa répartition géographique et son aire de répartition bathymétrique. Les cartes de répartition des herbiers marins sont une condition préalable fondamentale à toute action de conservation de ces habitats. Les informations disponibles sur la répartition géographique exacte des herbiers marins sont encore fragmentaires au niveau régional (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) et quelques étendues du littoral ont été cartographiées, seuls 5 États sur 21 ayant un inventaire cartographié couvrant au moins la moitié de leurs côtes (UNEP/MAP-Blue Plan, 2009). Dans le cadre du Plan d'Action pour la Conservation de la Végétation Marine en Méditerranée, adopté en 1999 par les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone (PNUE/PAM-CAR/ASP, 1999) et lors de l'évaluation de la mise en œuvre de ce Plan d'Action en 2005 (PNU /PAM-CAR/ASP, 2005), il est apparu que très peu de pays étaient en mesure de mettre en place des programmes de suivi et de cartographie adéquats et normalisés. En conséquence, et à la demande explicite des gestionnaires concernant la nécessité de guides pratiques visant à harmoniser les méthodes existantes de surveillance des herbiers et à la comparaison ultérieure des résultats obtenus par différents pays, les Parties Contractantes ont demandé au Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/SPA) pour améliorer les outils d'inventaire existants et proposer une normalisation des techniques de cartographie et de suivi de ces habitats. Ainsi, les « Orientations pour la normalisation des méthodes de cartographie et de surveillance des Magnoliophytes marins en Méditerranée » (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) ont été élaborées à la suite d'un certain nombre de tables rondes scientifiques spécifiquement consacrées à ce sujet.

Pour la cartographie des habitats d'herbiers marins, les précédentes directives (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) ont mis en évidence les principales conclusions suivantes :

- Plusieurs programmes de cartographie nationaux et internationaux ont déjà été réalisés.
- Une normalisation et un consensus clair dans la méthodologie de cartographie ont été atteints.
- Toutes les méthodes proposées sont utilisables dans l'ensemble des régions méditerranéennes, mais certaines conviennent mieux à une espèce donnée (par exemple, des espèces de grande taille) ou à des assemblages particuliers (herbiers denses).
- La mise en œuvre desdites procédures pourrait être difficile dans certaines régions en raison de l'absence de formation, de compétences et/ou de financement spécifique.

Pour surveiller l'état des habitats d'herbiers marins, les précédentes directives (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) ont mis en évidence les principales conclusions suivantes :

- Plusieurs programmes de surveillance nationaux et internationaux ont été mis en œuvre avec succès en Méditerranée (par exemple, SeagrassNet, le Réseau de Surveillance National *Posidonia*).
- Bien que la plupart des systèmes de surveillance méditerranéens soient principalement consacrés à *Posidonia oceanica*, certains programmes (SeagrassNet, par exemple) peuvent être utilisés pour presque toutes les espèces d'herbiers marins.
- Bien que les méthodes de surveillance existantes soient similaires, les descripteurs utilisés pour fournir des informations sur l'état du système sont très variés et couvrent un vaste éventail de niveaux de complexité écologique (à savoir, de la plante au paysage marin).
- Certains descripteurs sont utilisés par toutes les communautés scientifiques méditerranéennes (par exemple, la densité des herbiers, la profondeur limite inférieure), mais les techniques de mesure sont souvent très différentes et nécessitent toujours un effort plus important pour parvenir à une standardisation précise.
- Les différentes méthodes de surveillance disponibles dans les pays méditerranéens semblent tout à fait réalisables lorsqu'une formation appropriée est entreprise.

Sur la base des recommandations de la précédente réunion du groupe des Parties Contractantes, il a été demandé au CAR/ASP d'élaborer une version actualisée des orientations pour la surveillance de la végétation marine en Méditerranée (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015), dans le contexte des indicateurs communs du programme IMAP et afin de faciliter la tâche des gestionnaires des AMP lors de la mise en œuvre de leurs programmes de surveillance. Une revue dans la littérature scientifique, tenant compte des techniques les plus récentes et des travaux récents réalisés par la communauté scientifique au niveau international, a également été réalisée.

## Méthodes de surveillance

### a) INDICATEUR COMMUN 1 : Aire de répartition et étendue de l'habitat

#### *Approche*

L'IC1 vise à fournir des informations sur la zone géographique dans laquelle se trouvent les herbiers marins en Méditerranée et l'étendue totale des surfaces recouvertes d'herbiers. L'approche proposée pour la cartographie des herbiers marins en Méditerranée suit la procédure globale établie pour la cartographie des habitats marins du nord-ouest de l'Europe dans le cadre du projet européen MESH (Cartographie des Habitats des Fonds Marins), achevée en 2008. Cette procédure de cartographie comprend différentes actions. (Fig. 1), qui peuvent être résumées en trois étapes principales :

- 1) Planification initiale.
- 2) Levés de terrain.
- 3) Traitement et interprétation des données.



Figure 1 : Cycle de planification d'un programme de cartographie des habitats (d'après Projet MESH, 2008)

La planification initiale comprend la définition des objectifs afin de sélectionner la surface minimale à cartographier et la résolution nécessaire. Au cours de cette phase initiale, les outils à utiliser dans les phases suivantes doivent être définis et l'effort (coûts humains, matériels et financiers) nécessaire pour produire la cartographie doit être évalué. Une approche cartographique réussie nécessite la définition d'une stratégie de levé claire et réalisable.

Le levé de terrain est la phase pratique de la collecte de données. C'est souvent la phase la plus coûteuse car elle nécessite généralement des activités sur le terrain. Un inventaire préalable des données existantes pour la zone en cours de cartographie est recommandé afin de réduire la quantité de travail ou d'obtenir un meilleur ciblage du travail à effectuer.

Le traitement et l'interprétation des données constituent sans aucun doute la phase la plus complexe, car elles nécessitent connaissances et expérience pour que les données recueillies puissent être utilisables et fiables. Les produits obtenus doivent être évalués pour assurer leur cohérence et la validité des résultats atteints.

#### *Résolution*

La sélection d'une échelle appropriée est une étape critique de la phase de planification (Mc Kenzie et al., 2001). Bien qu'il n'y ait aucune impossibilité technique à utiliser une haute précision sur de grandes surfaces (ou inversement), il existe généralement une relation inverse entre la précision utilisée et la surface à cartographier (Mc Kenzie et al., 2001 ; Fig. 2).

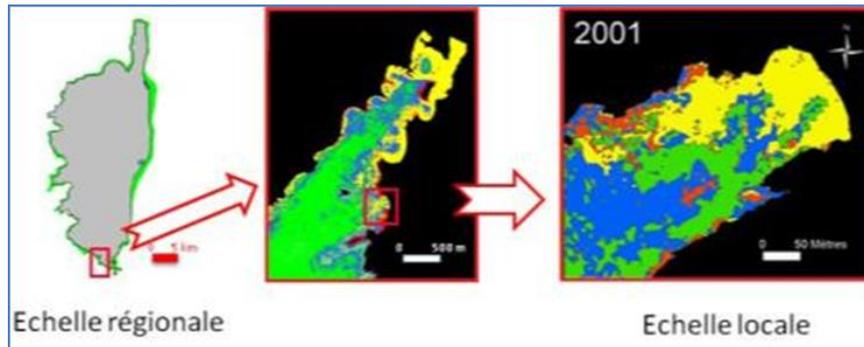


Figure 2 : Résolution d'une carte d'une étude régionale au local (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015). Lorsque des grandes surfaces doivent être cartographiées et des investigations globales effectuées, une précision moyenne et un niveau de détail inférieur peuvent être acceptés, ce qui signifie que la répartition de l'habitat et la définition de ses limites d'extension ne sont souvent qu'indicatives. Les mesures de l'étendue totale de l'habitat peuvent être soumises à une grande variabilité, la valeur finale étant influencée par les méthodes utilisées pour obtenir des cartes et par la résolution à la fois lors de l'acquisition des données et de la restitution cartographique finale. Ce type d'approche est utilisé pour des études nationales ou sous-régionales et la surface cartographiée minimale est de 25 m<sup>2</sup> (Pergent et al., 1995a). Récemment, des cartes mondiales montrant la répartition des herbiers de *Posidonia oceanica* en méditerranée ont été produites (Giakoumi et al., 2013 ; Telesca et al., 2015) (Fig. 3). Cependant, ces cartes sont encore incomplètes, les informations disponibles étant très hétérogènes en raison de la grande variabilité des efforts de cartographie et de surveillance déployés dans le bassin méditerranéen. Cela est particulièrement vrai pour les côtes Sud et Est de la méditerranée, où les données sont rares, souvent parcellaires et difficiles à trouver dans la littérature. Dans les régions pauvres en données, la disponibilité d'informations cartographiques de haute qualité sur la répartition de l'habitat benthique est pratiquement inexistante, en raison de ressources limitées. Cependant, ces cartes à faible résolution peuvent être très utiles pour une connaissance globale des zones de fond couvertes par la plante et pour déterminer où des levés doivent être effectuées à l'avenir pour collecter les données manquantes. En outre, ces cartes sont importantes pour mettre en évidence des zones spécifiques soumises à une tendance décroissante, où des actions de surveillance et de gestion doivent être mises en œuvre pour inverser la tendance observée et assurer une conservation appropriée.

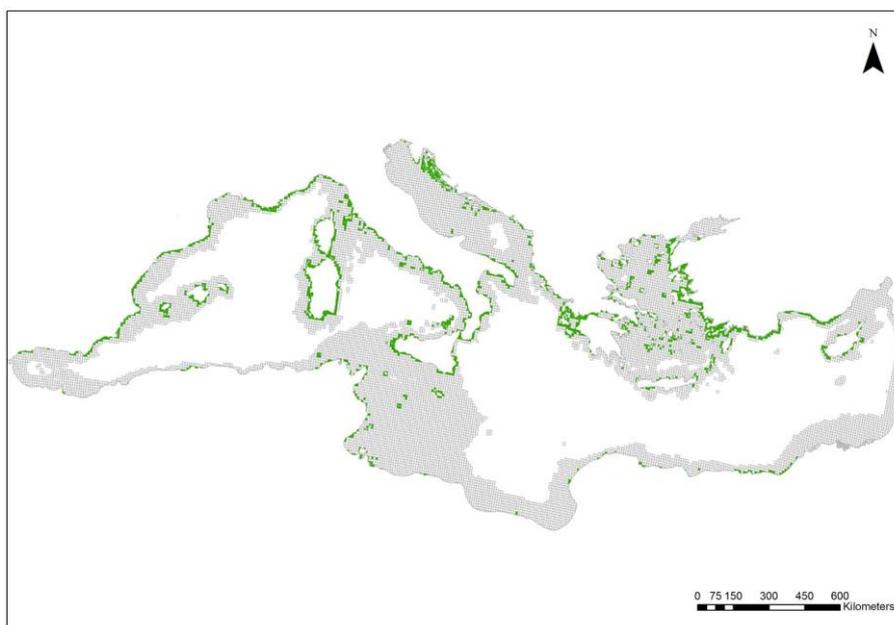


Figure 3 : Répartition des herbiers de *Posidonia oceanica* en mer méditerranée (zones vertes) (d'après Giakoumi et al., 2013).

En revanche, lorsque des zones plus petites doivent être cartographiées, une précision et un niveau de résolution beaucoup plus élevés sont nécessaires et sont facilement réalisables grâce aux techniques de cartographie haute résolution disponibles à ce jour. Cependant, obtenir des cartes détaillées et chronophage et coûteux, il est donc pratiquement impossible lorsque le temps ou les ressources sont limités (Giakoumi et al., 2013). La surface minimale peut être inférieure ou égale à 1m<sup>2</sup> dans les études à l'échelle locale (Pergent et al., 1995a). Ces cartes détaillées fournissent une localisation précise de la distribution de l'habitat et une définition précise de ses limites d'extension et de l'étendue totale de l'habitat, toutes les caractéristiques nécessaires aux fins de contrôle et de surveillance futurs sur une période donnée. Ces échelles à haute résolution sont également utilisées pour sélectionner des sites manifestes où les actions de surveillance doivent être concentrées. Comme le souligne le projet MESH (2008), la plupart des activités de gestion de l'environnement et de planification de l'espace marin nécessitent une série de cartes de l'habitat entre ces deux extrêmes.

### *Les méthodes*

Des cartes de la répartition et de l'étendue des herbiers marins peuvent être obtenues en utilisant des techniques de cartographie indirecte instrumentale et/ou des levés visuels directs sur le terrain (Tab. 1). Au cours des 50 dernières années, la technologie de cartographie des habitats benthiques a beaucoup évolué et plusieurs techniques de cartographie instrumentale ont été appliquées avec succès aux herbiers marins (voir la synthèse dans Pergent et al., 1995a ; McKenzie et al., 2001 ; Dekker et al., 2006 ; Hossain et al., 2015). Pour cartographier des herbiers peu profonds (de 0 à environ 10-15 m de profondeur, en fonction de la transparence de l'eau et des conditions météorologiques), il est possible d'utiliser des capteurs optiques (télémétrie par satellite, imagerie multi ou hyper spectrale, photographie aérienne, par exemple). Pour les herbiers situés dans des eaux plus profondes (jusqu'à 10-15 m de profondeur), les techniques acoustiques (sonar à balayage latéral, sondeur multifaisceaux, par exemple) sont recommandées. Les méthodes d'échantillonnage comprenant des préhensions à l'aveuglette, des dragues et des carottiers ou des levés visuels directs sur le terrain par des observations de plongée sous-marine (transects ou cadres carrés permanents), des véhicules télécommandés (ROV) et des enregistrements vidéo sous-marins permettent de vérifier au sol les données de télédétection, et fournir des cartes à très haute résolution des herbiers sur de petites échelles spatiales (Montefalcone et al., 2006). Cependant, toutes ces techniques prennent du temps, sont coûteuses et ne fournissent que des informations sporadiques. L'utilisation simultanée de deux méthodes ou plus permet d'optimiser les résultats sachant que les informations obtenues sont complémentaires. Quatre paramètres peuvent être cartographiés à partir des données de télédétection : présence/absence, pourcentage de couverture, espèce et biomasse. Le choix du paramètre le plus pertinent dans la littérature scientifique dépendait de la zone cartographiée, de la disponibilité des données de vérification au sol et de l'objectif spécifique de chaque étude (Topouzelis et al., 2018).

L'utilisation de la télédétection permet de caractériser de vastes zones côtières pour évaluer les configurations spatiales des herbiers marins, et permet simultanément de révéler des configurations temporelles en raison de la haute fréquence d'observation. La télédétection couvre diverses technologies, telles que la télémétrie par satellite, la photographie aérienne et les systèmes acoustiques des navires. La puissance des techniques de télédétection a été mise en évidence par Mumby et al. (2004), qui ont souligné qu'un temps d'acquisition en vol de 20 secondes équivaldrait à 6 jours d'un levé sur le terrain. Cependant, toutes les techniques de cartographie indirecte sont intrinsèquement affectées par les incertitudes dues à la classification manuelle des signatures spectrales ou acoustiques des herbiers sur les images et les sonogrammes, respectivement. Des erreurs d'interprétation des images ou des sonogrammes peuvent survenir lorsque l'observateur ne distingue pas facilement deux types d'habitat (par exemple, des herbiers peu profonds ou une zone dense de macroalgues formant une canopée). L'interprétation des données de télédétection nécessite un vaste étalonnage sur le terrain et le processus de vérification au sol reste essentiel (Pergent et al., 2017). L'interprétation des images/sonogrammes est également une tâche chronophage et fastidieuse, plusieurs techniques de traitement d'images ont été proposées afin d'automatiser rapidement l'interprétation des sonogrammes et de rendre cette interprétation plus fiable (Montefalcone et al., 2013 et références y figurant). Ces méthodes permettent une bonne distinction entre les sédiments meubles et les herbiers marins, entre

les herbiers marins continus et inégaux, entre un herbier dense et un autre dont la couverture de fond est limitée. L'œil humain reste cependant toujours le juge final.

La télémétrie par satellite est un outil précieux offrant un moyen économique d'acquérir facilement des informations sur la répartition à grande échelle et à haute résolution des herbiers marins dans des eaux peu profondes. Les images Landsat ont été utilisées avec succès pour la cartographie régionale de la répartition des herbiers dans de nombreux pays méditerranéens. La couverture étendue de l'imagerie par satellite pourrait révéler des modèles à grande échelle ; Cependant, la cartographie à grande échelle des herbiers marins depuis l'espace ne permet pas d'obtenir les mêmes niveaux de précision et de détail que pour les levés visuels directs. L'association d'une caméra numérique haute résolution et d'un sonar à balayage latéral pour l'acquisition continue de vidéos sous-marines s'est récemment révélée être une méthode non destructive et rentable pour la vérification au sol des habitats des herbiers marins (Pergent et al., 2017).

Malgré le nombre croissant d'études sur la cartographie des herbiers marins avec des instruments de télédétection, les jeux de données ne sont pas souvent disponibles dans la plate-forme des systèmes d'information géographique (SIG). En conclusion, quelques méthodes de modélisation ont été développées récemment pour obtenir une estimation de la répartition potentielle des herbiers marins en méditerranée. La probabilité de présence de l'espèce dans une zone donnée a été modélisée à l'aide de : i) un modèle linéaire généralisé binomial en fonction de la bathymétrie et de la transparence de l'eau, de la matière organique dissoute, de la température de la surface de la mer et de la salinité, principalement obtenus à partir de données satellitaires (Zucchetto et al., 2016) ; ii) les caractéristiques morphodynamiques, à savoir, les vagues, le climat et la morphologie des fonds marins, permettant de prédire les limites d'herbiers côté mer et côté terre (Vacchi et al., 2012, 2014).

Tableau 1 : Synthèse relative aux principaux outils de levés utilisés pour définir l'Indicateur commun 1 : Aire de répartition et l'étendue de l'herbiers. Lorsque cela est possible la tranche bathymétrique et la surface d'utilisation, la précision, l'aire cartographiée par heure, l'intérêt principal ou les limites d'utilisations sont indiquées avec les références bibliographiques correspondantes.

| Outil de levé                                | Profondeur                                 | Surface  | Précision géométrique | Efficacité                         | Avantages   | Limites   | References   |
|--|--|--|-----------------------|------------------------------------|---|---|--|
| Images satellitaires                         | De 0 à 1-15 m                              | A partir de quelques km <sup>2</sup> aux grandes surfaces (supérieures à 100 km <sup>2</sup> ) | A partir de 0.5 m     | Plus de 100 km <sup>2</sup> /heure | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Une couverture mondiale et à grande échelle de pratiquement toutes les zones côtières</li> <li>• Disponibilité d'images numériques gratuites, utilisables sans autorisation, à partir le web (ex Google Earth)</li> <li>• Précision géométrique élevée.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Caractérisation limitée aux eaux peu profondes</li> <li>• Nécessite des bonnes conditions météorologiques (absence de nuages, et de vent)</li> <li>• Erreurs possibles d'interprétation d'images entre habitats distincts</li> <li>• Erreurs possibles d'interprétation de l'image liée aux variations bathymétriques</li> </ul> | Kenny et al. (2003)  |
| Images multispectrales et/ou hyperspectrales | De 0 à -25 m avec un optimum jusqu'au 15 m | De 50 km <sup>2</sup> jusqu'à à 5000 km <sup>2</sup>   | A partir de 1 m       |                                    | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Très haute résolution spectrale qui offre la possibilité de discriminer des espèces de l'herbier</li> <li>• Possibilité d'acquérir des données par mauvais temps.</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Procédures d'acquisition et de traitement complexes qui requièrent la présence de spécialistes.</li> <li>• Nécessité de valiser les observations avec des données de terrain</li> <li>• Difficulté d'identification en cas de peuplements très fragmentés</li> </ul>   | Mumby and Edwards (2002); Mumby et al. (2004); Dekker et al. (2006); Gagnon et al. (2008); |

| Outil de levé                                       | Profondeur       | Surface   | Précision géométrique | Efficacité                        | Avantages  | Limites  | Références   |
|---|------------------|---|-----------------------|-----------------------------------|--|--|--|
| Photographies aériennes                             | De 0 à 10-15 m   | Adaptée aux petites surfaces (10 km <sup>2</sup> ), mais peut être utilisée pour des surfaces supérieures à 100 km <sup>2</sup> | A partir de 0.3 m     | Plus de 10 km <sup>2</sup> /heure | Possibilité d'adapter la précision de l'image à l'objectif recherché<br>Interprétation manuelle possible, directe et aisée.<br>Importante bibliothèque d'images qui permet l'accès à des séries chronologiques. Bonne identification des limites entre peuplements         | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Même limite que l'imagerie satellitaire.</li> <li>• Des difficultés de corrections géométriques et de fortes déformations si la verticalité n'est pas respectée ou si l'image concerne une aire très réduite (prise de vue à très faible altitude).</li> <li>• Autorisations pour les prises de vues difficiles à obtenir dans certains pays</li> </ul>                         | Frederiksen et al. (2004); Kenny et al. (2003); Diaz et al. (2004)   |
| Sonar latéral                                       | Au-delà de 8 m   | De grandes aux moyennes zones (50-100 km <sup>2</sup> )   | A partir de 0.1 m     | 0.8 à 3.5 km <sup>2</sup> /heure  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Représentation réaliste des fonds marins</li> <li>• Bonne identification des limites entre les populations</li> <li>• Bonne identification entre les herbiers de différentes densités</li> <li>• Rapidité d'exécution.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Les petites parcelles (inférieures à 1 m<sup>2</sup>) ou les prés de faible densité ne peuvent pas être distingués</li> <li>• Perte de définition en bordure d'image, qui conduit à prévoir un léger recouvrement entre profils</li> <li>• Erreurs possibles dans l'interprétation de l'image en raison de fortes variations d'amplitude du signal (niveaux de gris)</li> </ul> | Paillard et al. (1993) ; Kenny et al. (2003) ; Clabaut et al. (2006) |
| Sondeur acoustique sondeur acoustique mono-faisceau | Au-delà de -10 m |   | A partir de 0.5 m     | 1.5 km <sup>2</sup> /heure        | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Bon géo-référencement</li> <li>• Rapidité d'exécution.</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Faible discrimination entre habitats</li> <li>• Fiabilité plus réduite que les techniques satellitaires</li> </ul>  | Kenny et al. (2003); Riegl and Purkis (2005)                         |

| Outil de levé                          | Profondeur  | Surface   | Précision géométrique | Efficacité                  | Avantages  | Limites  | Références   |
|--|---|---|-----------------------|-----------------------------|--|--|--|
| Sondeur multifaisceaux                 | De -2m à 8m   | De grande au moyennes surface (50-100 km <sup>2</sup> )   | A partir de 1m        | 0.2 km <sup>2</sup> /heure  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Possibilité d'obtenir une image en 3 dimensions des herbiers</li> <li>• Appréhender des informations de biomasse par unité de surface</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Masse très importante de données nécessitant des systèmes informatiques pour le traitement et l'archivage très performants</li> <li>• Traitement des données complexe</li> <li>• Erreurs possibles en interprétation d'image</li> </ul> | Kenny et al. (2003) ;<br>Komatsu et al. (2003)         |
| Transect ou carré permanent (quadrats) | Tranche bathymétrique facilement accessible en plongée en scaphandre (0-40 m) | Des surfaces petites, d'habitude entre 25 m <sup>2</sup> / to 100 m <sup>2</sup> pour carré permanent | A partir de 0.1 m     | 0.01 km <sup>2</sup> /heure | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Très grande précision quant à l'identification des petites structures (touffes d'herbier) et la localisation des limites des peuplements</li> <li>• Possibilité d'identifier des petites structures (patches) et la localisation les limites des populations</li> <li>• Vérification au sol des données de télédétection</li> <li>• Possibilité de faire une surveillance simultanée</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Temps de travail très élevé</li> <li>• Des petites surfaces cartographiées</li> <li>• Nécessité de nombreux observateurs pour couvrir de plus grandes surfaces</li> </ul>   | Pergent et al. (1995a) ;<br>Montefalcone et al. (2006) |
| Caméra vidéo                           | Toute la tranche bathymétrique de distribution des herbiers                   | Petites surfaces inférieures au 1 km <sup>2</sup>   | A partir de 0.1 m     | 0.2 km <sup>2</sup> /heure  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Très haute résolution</li> <li>• Facilité d'utilisation</li> <li>• Possibilité d'enregistrer les images du fond et de les interpréter à posteriori.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Temps d'acquisition des données et de dépouillement très long</li> <li>• Erreur de positionnement lié à l'écart entre la position du bateau et la caméra lorsqu'elle est tractée.</li> </ul>  | Kenny et al. (2003) ;<br>Diaz et al. (2004)            |

| Outil de levé              | Profondeur   | Surface   | Précision géométrique | Efficacité                  | Avantages   | Limites  | Références            |
|----------------------------|--|---|-----------------------|-----------------------------|---|--|-----------------------|
| Téléométrie-laser          | Tranche bathymétrique facilement accessible en plongée en scaphandre autonome (0-40 m) | Petites surfaces inférieures au 1km <sup>2</sup>  | Quelques centimètres  | 0.01 km <sup>2</sup> /heure | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Localisation très précise des limites de peuplements ou de structures remarquables.</li> <li>• Possibilité de suivi au cours du temps</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Portée limitée à 100m par rapport à la base ce qui ne permet pas de travailler sur de grandes surfaces.</li> <li>• Nécessité de points repérables sur le fond pour positionner la base si une surveillance temporelle est envisagée</li> <li>• Possibilité de perturbation du signal acoustique par des variations importantes de température ou de salinité.</li> <li>• Appareillage nécessitant une formation spécifique</li> </ul> | Descamp et al. (2005) |
| GIB (GPS intelligent buoy) | Tranche bathymétrique facilement accessible en plongée en scaphandre autonome (0-40 m) | Petites surfaces inférieures au 1 km <sup>2</sup> |                       |                             | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Même caractéristiques que la téléométrie acoustique mais avec portée supérieure (1.5 km)</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Technique relativement lourde à mettre en œuvre</li> <li>• Appareillage important, équipe de plongeurs et matériel afférent</li> </ul>  | Descamp et al. (2005) |

Une fois le levé terminé, les données collectées doivent être organisées de manière à ce qu'elles puissent être utilisées à l'avenir par tous, archivées de manière appropriée et facilement consultables. L'ensemble des données obtenues peut être intégré à des données similaires provenant d'autres sources, fournissant une *définition claire de toutes les métadonnées (projet MESH, 2008)*.

#### 1) Données optiques

Les images satellitaires sont obtenues à partir de satellites en orbite autour de la terre. Les données sont obtenues en continu et il est aujourd'hui possible d'acheter des données pouvant atteindre une très haute résolution (Tab. 2). Il est également possible de demander une programmation spécifique du satellite (programmée pour passer sur un secteur identifié avec des exigences spécifiques), mais cela nécessitera des coûts beaucoup plus élevés.

Les données brutes doivent subir une correction géométrique préalable pour compenser les erreurs dues aux méthodes d'obtention des images (par exemple, erreurs de parallaxe, inclinaison du satellite) avant de pouvoir être utilisées. Les images déjà géoréférencées doivent également être obtenues même si leur coût est beaucoup plus élevé que les données brutes.

Tableau 2 : Types de satellites et précisions des capteurs utilisés pour la cartographie des herbiers marines. n.a.= absence de donnée

| Satellite   | Précision | Référence                |
|-------------|-----------|--------------------------|
| Landsat 8   | 15 m      | Dattola et al. (2018)    |
| SPOT 5      | 2.5 m     | Pasqualini et al. (2005) |
| IKONOS (HR) | 1.0 m     | Fornes et al. (2006)     |
| QuickBird   | 0.7 m     | Lyons et al. (2007)      |
| Geoeyes     | 0.5 m     | Amran (2017)             |

Compte tenu des changements du spectre lumineux en fonction de la profondeur, la télémétrie par satellite peut être utilisée pour cartographier les herbiers peu profonds (voir Tab. 1). En eaux claires, les profondeurs maximales atteintes peuvent être :

- Avec le canal bleu jusqu'à environ 20-25 m de profondeur.
- Avec le canal vert jusqu'à 15-20 m.
- Avec le canal rouge jusqu'à 5-7 m.
- Canal proche de l'infrarouge environ des dizaines de centimètres à 20 m.

L'imagerie multispectrale ou hyperspectrale est basée sur des images collectées simultanément et composées de nombreuses bandes spectrales proches et contiguës (généralement 100 ou plus). Il existe une grande variété de capteurs aéroportés (à l'instar de, CASI<sup>1</sup> (Imageur Spectrographique Aéroporté Compact), Cartographe Thématique Aéroporté Deaedralus ; Godet et al., 2009), qui fournissent des données en temps réel ainsi que sous des conditions d'éclairage défavorables (Tab. 1). Il est possible de créer des bibliothèques avec des réponses spectrales spécifiques, de sorte que les valeurs mesurées puissent être comparées à des espèces composantes distinctes et évaluer le couvert végétal (Ciraolo et al., 2006 ; Dekker et al., 2006).

Les images aériennes obtenues par divers moyens (avions, drones, ULM, par exemple) peuvent avoir différentes caractéristiques techniques (altitude de prise de vue, verticalité, qualité optique, par

---

<sup>1</sup> CASI: Compact Airborne Spectrographic Imager

exemple). Même si cela coûte plus cher, filmer à partir d'un avion équipé d'un système de contrôle de l'altitude et de la verticalité et utiliser des négatifs grand format (24 x 24) permet d'obtenir des résultats de haute qualité (à savoir, une augmentation de la résolution géométrique). Par exemple, sur une photo à l'échelle 1/25000, la superficie couverte est de 5,7 km sur 5,7 km (Denis et al., 2003).

Compte tenu des progrès réalisés au cours des dernières décennies en termes de prise de vue (qualité du film, filtres, objectif, etc.) et de traitement ultérieur (par exemple, numérisation, géo-référencement), les photographies aériennes représentent aujourd'hui l'une des méthodes préférées de levé pour la cartographie des herbiers marins (Mc Kenzie et al., 2001).

## 2) *Données acoustiques*

Le sonar fournit des images du fond marin grâce à l'émission et à la réception d'ultrasons. Parmi les principales techniques de cartographie acoustique, Kenny et al. (2003) distinguent : 1) des systèmes de faisceaux acoustiques larges tels que le sonar à balayage latéral (SSS), 2) des sondeurs à faisceau unique, 3) des systèmes bathymétriques à faisceaux étroits multiples et 4) des sondeurs à faisceaux multiples.

Le sonar à balayage latéral (tow-fish) (transducteur), avec son enregistreur fixe, émet des signaux acoustiques. Les images ou sonogrammes obtenus permettent de visualiser la répartition et les limites des différentes entités sur une surface comprise entre 100 et 200 m le long du sentier (Clabaut et al., 2006 ; Tab. 1). La résolution de la carte finale dépend en partie du moyen de positionnement utilisé par le navire (à savoir, la localisation radio ou le positionnement par satellite). L'existence d'un atlas de sonogramme (Clabaut et al., 2006) pourrait être utile pour interpréter les données. Bien que cette méthode présente de fortes limitations dans les eaux peu profondes (Tab. 1), un système de sonar à balayage latéral capable de cartographier efficacement les herbiers marins résidant dans un mètre d'eau ou moins a récemment été développé (Greene et al., 2018).

Le sondeur à faisceau unique est basé sur l'émission simultanée de deux fréquences séparées par plusieurs octaves (38 kHz et 200 kHz) pour obtenir la caractérisation du fond marin. La réponse acoustique du sondeur est différente selon que l'onde sonore est réfléchiée par une zone couverte ou non de végétation.

Le sondeur multifaisceaux peut fournir avec précision et rapidité : (i) des images topographiques du fond marin (bathymétrie), (ii) des images sonar représentant la réflectivité locale du fond marin en raison de sa nature (rétrodiffusion). L'instrument mesure simultanément la profondeur dans plusieurs directions, déterminées par les faisceaux récepteurs du système. Ces faisceaux forment un faisceau perpendiculaire à l'axe du navire. Le fond marin peut ainsi être exploré sur une large bande (5 à 7 fois la profondeur) avec un degré de résolution élevé. On obtient également la structure 3D du fond marin, qui permet de visualiser les herbiers et d'évaluer la biomasse (Komatsu et al., 2003).

## 3) *Échantillons et levés visuels*

Les échantillons de terrain et les observations directes fournissent des données ponctuelles discrètes (échantillonnage de points distincts régulièrement répartis dans une zone d'étude). Ils sont essentiels pour la vérification au sol des levés instrumentaux et pour la validation des informations continues (couverture complète des surfaces) obtenues à partir de données sur des portions limitées de la zone d'étude ou le long du sentier. Les levés de terrain doivent être suffisamment nombreux et répartis de manière appropriée pour obtenir la précision nécessaire et également compte tenu de l'hétérogénéité des habitats. Dans le cas des herbiers de *Cymodocea nodosa*, *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* ou *Zostera noltei*, l'échantillonnage destructeur (utilisation de dragues à godets, carottiers, chaluts, dragues) est interdit compte tenu du caractère protégé de ces espèces (UNEP/MAP, 2009) et les échantillons sous-marins directs (échantillons de pousses, par exemple) devraient être limités autant que possible.

L'utilisation de caméras vidéo remorquées (ou ROV) lors des levés permet de voir les images à l'écran en temps réel, d'identifier les caractéristiques spécifiques de l'habitat et d'évaluer tout changement de

l'habitat ou de tout autre élément caractéristique du fond marin, et ce levé vidéo préliminaire peut également être utile pour localiser les stations d'échantillonnage.

Les images enregistrées sont ensuite examinées pour obtenir une restitution cartographique sur une plate-forme SIG pour chacune des zones examinées. Pour faciliter et améliorer les résultats obtenus avec la caméra, des modules d'acquisition communs intégrant la profondeur, les images du fond marin et le positionnement géographique ont été développés (PNUE / PAM-CAR/ASP, 2015).

Les observations sous-marines directes in situ, effectuées en plongée sous-marine constituent la technique de levé la plus fiable, bien que chronophage. Les levés peuvent être effectués le long de lignes (transect) ou sur de petites surfaces (cadres carrés permanents, c'est-à-dire des quadrats) positionnées sur le fond de la mer et situées de manière à suivre les limites de l'habitat. Le transect est constitué de lignes marquées entourées d'une nervure et posées sur le bas à partir de points fixes et dans une direction précise, généralement perpendiculaire ou parallèle par rapport au littoral (Bianchi et al., 2004). Toute modification de l'habitat et de la typologie du substrat, dans une ceinture des deux côtés de la ligne (compte tenu d'une surface d'environ 1 à 2 m par côté), est enregistrée sur les ardoises sous-marines (figure 4). Les informations enregistrées permettent une cartographie précise et détaillée du secteur étudié (Tab. 1).

Marquer les limites d'un herbier permet également d'obtenir une carte de répartition. La télémétrie laser est une technique utile pour les levés cartographiques très précis sur de petites surfaces (Descamp et al., 2005). Le système GIB (GPS Intelligent Buoys) se compose de 4 bouées de surface équipées de récepteurs DGPS et d'hydrophones immergés. Chacun des hydrophones reçoit les impulsions acoustiques émises périodiquement par un pinger, synchronisé installé à bord de la plateforme sous-marine et enregistre leurs heures d'arrivée. Connaissant le moment d'émission de ces signaux et la vitesse de propagation du son dans l'eau, les distances entre le pinger et les 4 bouées sont calculées directement. Les bouées communiquent par radio avec une station centrale (généralement située à bord d'un navire d'assistance) où la position de la cible sous-marine est calculée et affichée. La profondeur est également indiquée par le capteur de pression (Alcocer et al., 2006). Pour optimiser les opérations de cartographie des herbiers, le pinger peut également être fixé sur un scooter sous-marin conduit par un plongeur. La distance maximale du pinger par rapport au centre du polygone formé par les 4 bouées peut être d'env. 1500 m (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2015).

Une surveillance en plongée libre avec un GPS différentiel peut également être envisagée pour localiser les limites supérieures des herbiers. Le plongeur suit précisément les contours des limites et le DGPS enregistre en permanence les données géographiques du plongeur. Les données de cartographie sont intégrées sur une plate-forme SIG selon la route suivie. La vitesse d'acquisition est de 2-3 km/heure ; la précision du capteur peut être inférieure à la métrique (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2015).

Observations sous-marines directes in situ par plongée sous-marine le long d'un transect.

#### *L'interprétation des données*

Le projet MESH (2008) a identifié quatre étapes importantes pour la production d'une carte de l'habitat :

1. Traitement, analyse et classification des données biologiques, par le biais d'un processus d'interprétation d'images acoustiques et optiques, le cas échéant
2. Sélection des couches physiques les plus appropriées (par exemple, substrat, bathymétrie, hydrodynamique)
3. Intégration des données biologiques et des couches physiques, et utilisation de la modélisation statistique pour prévoir la distribution des herbiers et interpoler les informations
4. La carte produite doit ensuite être évaluée pour sa précision, c'est-à-dire sa capacité à représenter la réalité, et donc sa fiabilité.

Au cours de l'étape d'analyse et de classification, il convient de consulter la liste actualisée des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne (UNEP/MAP- CAR/ASP, 2019) afin de reconnaître tout type d'habitat spécifique (espèces d'herbiers marins). Comme les herbiers marins sont souvent de petite taille, ils ne peuvent être identifiés que par une cartographie de précision élevée (métrique). La liste actualisée identifie les habitats spécifiques des « herbiers marins » également énumérés dans l'annexe de la directive Habitats (directive 92/43/CEE), et qui doivent être pris en compte dans le cadre des programmes NATURA 2000. Une description complète de ces habitats et les critères pour leur identification sont également disponibles dans Bellan-Santini et al. (2002). Les habitats devant figurer sur les cartes sont les suivants (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2019) :

## LITTORALE

### MA3.5 Sédiment grossier littorale

#### MA3.52 Sédiment grossier médiolittorale

MA3.521 Association avec des angiospermes marines

MA3.522 Association avec *Halophila stipulacea*

### MA4.5 Sédiment mixte littorale

#### MA4.52 Sédiment mixte médiolittorale

MA4.521 Association avec des angiospermes marines

MA4.522 Association avec *Halophila stipulacea*

### MA5.5 Sable littorale

#### MA5.52 Sables médiolittorale

MA5.521 Association avec des angiospermes marins

MA5.522 Association avec *Halophila stipulacea*

### MA6.5 Vase littorale

#### MA6.52 Vase médiolittorale

MA6.52a Lagons et estuaires

MA6.521a Association avec les halophytes (*Salicornia* spp.) ou angiospermes marines (p. ex. *Ruppia maritima*, *Zostera noltei*)

## INFRALITTORALE

### MB1.5 Roche infralittorale

#### MB1.54 Habitats d'eaux de transition (e.g. lagunes et estuaires)

MB1.541 Association avec les angiospermes marine ou les halophytes

### MB2.5 Récifs biogéniques infralittoraux

#### MB2.54 Herbiers de *Posidonia oceanica*

MB2.541 Herbier sur roche de *Posidonia oceanica*

MB2.542 Herbier sur matte de *Posidonia oceanica*

MB2.543 Herbier sur sable, sédiment grossier ou mixtes de *Posidonia oceanica*

MB2.544 Matte morte de *Posidonia oceanica*

MB2.545 Monuments naturels/Ecomorphoses de *Posidonia oceanica* (ex. récif barrière, barrières, atolls)

MB2.546 Association à *Posidonia oceanica* avec *Cymodocea nodosa* ou *Caulerpa* spp.

MB2.547 Association de la matte morte à *Cymodocea nodosa* ou *Caulerpa spp.* avec  
Matte morte de *Posidonia oceanica*

MB5.5 Sables infralittoraux

MB5.52 Sables fins bien calibrés

MB5.521 Association avec des angiospermes marines autochtones de Méditerranée

MA5.522 Association à *Halophila stipulacea*

MB5.53 Sable vaseux superficiels de mode calme

MB5.531 Association avec des angiospermes marines autochtones de Méditerranée

MA5.532 Association à *Halophila stipulacea*

MB5.54 Habitats d'eaux de transition (e.g. lagunes et estuaires)

MB5.541 Association avec les angiospermes marines ou autres halophytes

MB6.5 Vases infralittorales

MB6.51 Habitats d'eaux de transition (e.g. lagunes et estuaires)

MB6.511 Association avec les angiospermes marines ou autres halophytes

La sélection des couches physiques peut apparaître sur les cartes et être utilisée pour suivre une analyse statistique prédictive peut être une approche intéressante dans un cadre général de cartographie des habitats marins, afin de réduire le temps de traitement, mais elle s'avère peu utilisable pour les herbiers de Méditerranée, comme seuls quelques paramètres physiques classiques (e.g. type de substrat, profondeur, salinité) peuvent réellement être discriminant pour prévoir la distribution des espèces (Fig.5).

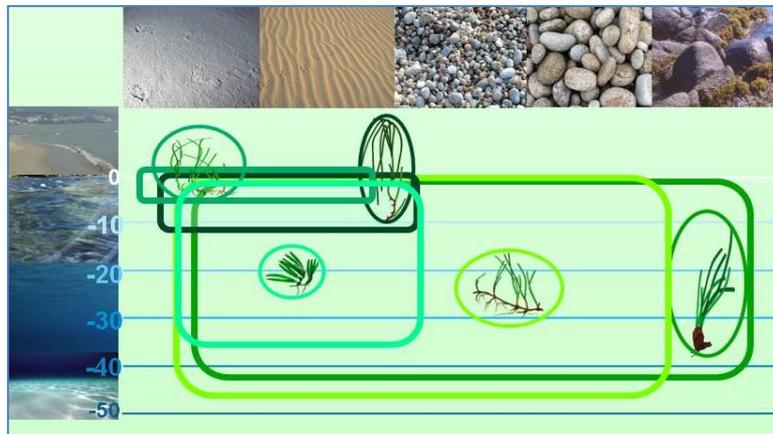


Figure 5 : Distribution des espèces des herbiers marins en fonction de la nature du substrat et de la profondeur en Méditerranée (à partir de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

L'étape de l'intégration des données et de la modélisation sera différente selon les outils de levé et la stratégie d'acquisition utilisés. En raison de leur rapidité d'acquisition, les techniques aériennes permettent généralement de couvrir des zones infralittorales complètement côtières et peu profondes, ce qui réduit considérablement l'interpolation des données. Au contraire, les visites des navires sont souvent limitées en raison du temps et des coûts, et ne permettent que rarement d'obtenir une couverture complète de la zone. Une couverture inférieure à 100% signifie automatiquement qu'il est impossible d'obtenir des cartes à haute résolution et que, par conséquent, des procédures d'interpolation sont nécessaires pour obtenir des cartes à faible résolution (projet MESH, 2008 ; Fig. 6). L'interpolation spatiale est une procédure statistique permettant d'estimer les valeurs de données sur des sites non échantillonnés entre les lieux de collecte de données. L'élaboration de la carte de répartition finale des herbiers sur une plateforme SIG permet d'utiliser différents outils d'interpolation spatiale (par exemple, Inverse Distance Weighted, Kriging) fournis par le logiciel. Même si cela est rarement mentionné, il est important de

fournir des informations sur le nombre et le pourcentage de données acquises sur le terrain et le pourcentage d'interpolations exécutées.

Une stratégie de levé « chevauchant » combinant une couverture partielle d'une grande surface et une couverture plus détaillée de petites zones présentant un intérêt particulier pourrait constituer un compromis intéressant. Parfois, il peut suffire de ne disposer que d'une carte précise et détaillée des limites d'extension (haute et basse) de l'herbier, et la présence entre ces deux limites peut être réduite à des levés de terrain occasionnels laissant l'interpolation jouer son rôle (Pasqualini et al., 1998).

Le traitement et l'analyse numérique des données (optiques ou acoustiques) sur un SIG permettent de créer des graphiques où chaque tonalité de gris est associée à une texture spécifique représentant un type de population/habitat, également à partir d'observations in situ pour la vérification au sol. Une carte finale est ainsi créée où il est possible d'identifier le substrat nu, les substrats durs et les herbiers.

Un traitement spécifique (analyse de la rugosité, filtrage et seuillage, par exemple) permet d'accéder à des informations supplémentaires, telles que la couverture d'herbiers ou la présence de signes anthropiques (Pasqualini et al., 1999).

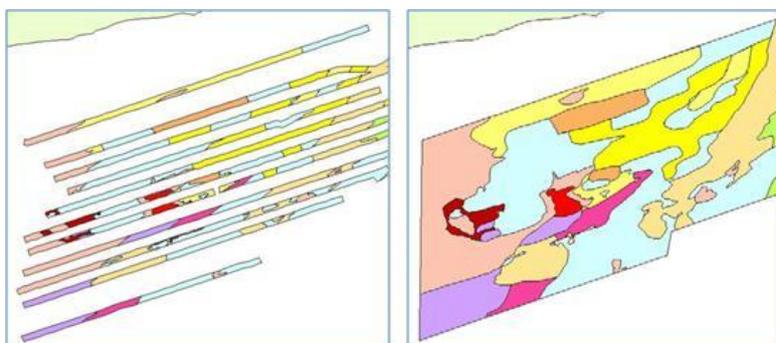


Figure 6 : Exemple de levé à couverture partielle (à gauche) et de carte produite par interpolation (à droite). Le territoire faisant l'objet du levé a une largeur d'environ 20 km (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

Pour faciliter la comparaison entre les cartes, il convient d'utiliser des symboles et des couleurs standardisées pour la représentation graphique des principaux assemblages d'herbiers marins (Meinesz et Laurent, 1978 ; Fig. 7). Lorsque les détails cartographiques sont suffisants, il est également possible d'indiquer les herbiers discontinus caractérisés par un couvert inférieur à 50% ou les deux espèces principales qui constituent un herbier mixte (la couleur des plaques permet l'identification des espèces concernées). Pour représenter certaines formes typiques d'herbier de *Posidonia oceanica* (par exemple, striés, atolls), aucun symbole spécifique n'est disponible, ces formes (respectivement des bandes et des structures circulaires) étant facilement identifiables sur la carte.

Les cartes qui en résultent permettent de définir l'aire de répartition de l'habitat des herbiers marins et son étendue totale (exprimée en mètres carrés ou en hectares). Ces cartes peuvent également être comparées aux données historiques disponibles issues de la littérature pour évaluer les changements survenus dans les herbiers au cours d'une période donnée (Mc Kenzie et al., 2001). En utilisant les méthodes de vecteur de superposition sur les SIG, une analyse diachronique peut être effectuée, où les changements temporels sont des mesures en termes de pourcentage de gain ou de perte de l'extension de l'herbier, par la création de cartes de concordance et de discordance (Barsanti et al., 2007).

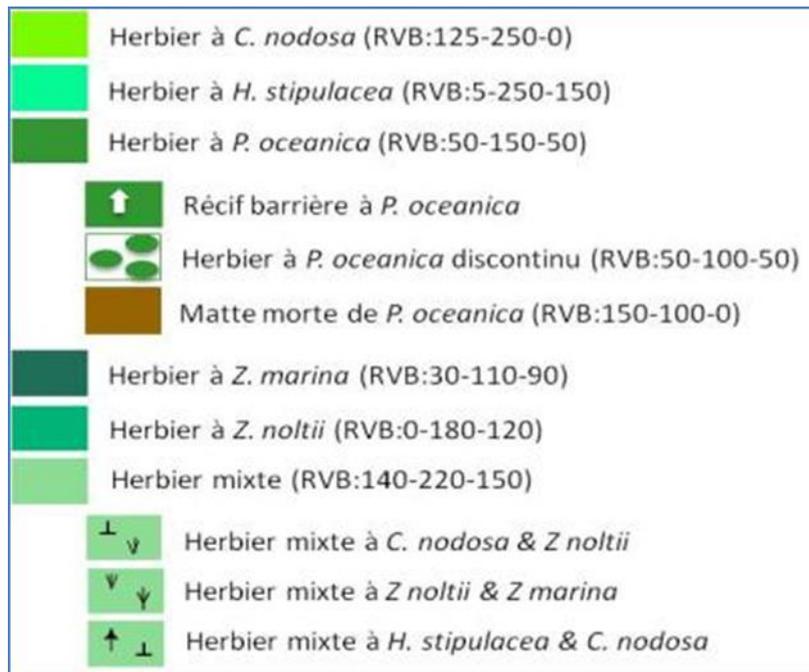


Figure 7 : Symboles et couleurs utilisés pour la représentation graphique des principales formations à herbiers marins. RVB : valeurs en rouge, vert et bleu pour chaque type d'herbier (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

La fiabilité de la carte produite doit également être évaluée. Plusieurs échelles d'évaluation de la fiabilité ont déjà été proposées et pourraient être utiles pour les herbiers. Pasqualini (1997) propose une échelle de fiabilité pour le traitement des images de photos aériennes, qui peut également être appliquée aux images satellites, ou une autre échelle pour le traitement des sonogrammes (UNEP/MAP- CAR/ASP, 2015). Une fiabilité inférieure ou égale à 50% signifie que l'auteur doit essayer d'améliorer la fiabilité des données (par exemple, augmenter le nombre de segments lors du traitement de l'image) ou peut-être que l'échelle doit être adaptée.

Denis et al. (2003) proposent un indice de fiabilité des données cartographiques basé sur l'échelle de la carte (échelle de 5), le système de positionnement (échelle de 5) et la méthode d'acquisition (échelle de 10) (UNEP/MAP- CAR/ASP, 2015). L'indice de fiabilité varie de 0 à 20 et peut varier d'un point à l'autre de la carte, en fonction de la bathymétrie ou de la technique utilisée.

Leriche et al. (2001) propose un indice de fiabilité évalué entre 0 et 50, qui pondère trois paramètres : (i) l'échelle initiale de la carte (carte source) et l'échelle de travail (carte cible), (ii) la méthode d'acquisition des données (par exemple : dragues, préhenseurs, photographie aérienne, sonar latéral, plongée sous-marine), et (iii) la méthode de géoréférencement des données.

## b) INDICATEUR COMMUN 2 : Etat des espèces et des communautés typiques de l'habitat

### Approche

Les herbiers marins ont été utilisés comme indicateurs biologiques de la qualité de l'eau conformément à la Directive-Cadre Européenne sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE) et comme indicateurs de la qualité de l'environnement (à savoir, l'état de l'habitat) selon la MSFD (2008/56/CE) et l'EcAp, IC2 fixée par le programme IMAP et liée à la « biodiversité » (OE1). L'IC2 vise à fournir des informations sur l'état (c'est-à-dire l'état écologique) des herbiers marins.

La surveillance de l'état écologique des herbiers marins est aujourd'hui obligatoire et est même une obligation pour de nombreux pays méditerranéens en raison du fait que :

- Quatre espèces sur cinq présentes en Méditerranée (*C. nodosa*, *P. oceanica*, *Z. marina* et *Z. noltei*) sont énumérées à l'annexe 2 (liste des espèces en voie de disparition ou menacées) du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique (Décision de la 16e réunion ordinaire des Parties contractantes, Marrakech, 3-5 novembre 2009 ; UNEP/MAP, 2009)
- Trois espèces (*C. nodosa*, *P. oceanica* et *Z. marina*) sont énumérées à l'annexe 1 (espèces de flore strictement protégées) de la Convention de Berne concernant la région géographique méditerranéenne.
- Les herbiers marins constituent des habitats naturels prioritaires en vertu de la Directive Européenne n° 92/43 (CEE, 1992).

Cette « reconnaissance » réglementaire signifie également que des mesures de gestion et des pratiques de conservation efficaces sont nécessaires pour garantir que ces habitats prioritaires, leurs espèces constitutives et leurs communautés associées soient et demeurent dans un état écologique satisfaisant. Le bon état de santé des herbiers reflètera alors le bon état environnemental recherché par les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone dans le cadre de l'Approche Ecosystémique (EcAp) et de la Directive-Cadre sur la stratégie pour le milieu marin (MSFD).

Une procédure définie et normalisée de suivi de l'état des herbiers marins, comparable à celle fournie pour leur cartographie, devrait suivre ces trois étapes principales :

1. Planification initiale.
2. Mise en place du système de surveillance.
3. Suivi dans le temps et analyse.

La planification initiale est nécessaire pour définir le ou les objectifs, déterminer la durée, identifier les sites à surveiller, choisir les descripteurs à évaluer avec leurs modalités d'acquisition (*la stratégie d'échantillonnage*) et évaluer les ressources humaines, techniques et financières garantissant la mise en œuvre et la durabilité. Cette phase initiale est donc très importante.

La phase d'installation est la phase opérationnelle concrète, au cours de laquelle le programme de surveillance est établi (par exemple, le positionnement de marqueurs fixes) et réalisé. Cette phase peut s'avérer la plus coûteuse, y compris les coûts liés à la sortie en mer pendant les activités sur le terrain, au matériel d'échantillonnage et aux ressources humaines, en particulier dans des conditions météorologiques difficiles. Les activités sur le terrain doivent donc être planifiées pendant une saison favorable, notamment parce que certains des paramètres choisis pour le suivi doivent être collectés au cours de la même période. Cette phase peut être assez longue, surtout si de nombreux sites doivent être surveillés.

La surveillance dans le temps et la phase d'analyse des données semblent être faciles, l'acquisition des données constituant une opération courante, sans difficultés majeures si les deux phases précédentes ont été correctement exécutées. L'analyse des données nécessite des compétences scientifiques éprouvées. La durée de la surveillance, pour être utile, doit être au moins à moyen terme. Cette phase constitue souvent l'élément clé du système de surveillance dans la mesure où elle permet de :

- Interpréter les données acquises.

- Démontrer sa validité et son intérêt.
- Vérifier que les objectifs de surveillance ont été atteints.

Les objectifs de la surveillance peuvent couvrir la conservation des herbiers marins ainsi que leur utilisation en tant qu'indicateur écologique de la qualité du milieu marin. Les principaux objectifs de la surveillance des herbiers sont généralement :

- Préserver et conserver le patrimoine des habitats prioritaires, dans le but de garantir un état écologique satisfaisant des herbiers (BEE) et d'identifier aussitôt que possible toute dégradation de ces habitats prioritaires ou toute modification de leur aire de répartition et de leur étendue. L'évaluation de l'état écologique des herbiers permet de mesurer l'efficacité des politiques locales ou régionales en matière de gestion de l'environnement côtier.
- Construire et mettre en œuvre un système régional de surveillance intégrée de la qualité de l'environnement, comme exigé par le programme de surveillance et d'évaluation intégrées et les critères d'évaluation connexes (IMAP) lors de la mise en œuvre de l'EcAp dans le cadre du Plan d'Action pour la Méditerranée (MAP). Le programme IMAP a pour objectif principal de recueillir des données quantitatives fiables et actualisées sur l'état de l'environnement marin et côtier en Méditerranée.
- Évaluer les effets de toute activité côtière susceptible d'avoir une incidence sur les herbiers marins lors des procédures d'évaluation de l'impact sur l'environnement. Ce type de suivi vise à établir l'état de l'habitat au moment «zéro» avant le début des activités, puis à surveiller l'état de santé des herbiers pendant et à la fin de la phase de développement, pour vérifier les impacts potentiels.

Le ou les objectifs choisis influenceront les choix dans les étapes suivantes (par exemple, durée, sites à surveiller, descripteurs, méthodes d'échantillonnage ; Tab. 3). En général, et quel que soit l'objectif préconisé, il est judicieux de se focaliser au départ sur un petit nombre de sites facilement accessibles et pouvant faire l'objet d'un suivi régulier après de courts intervalles (Pergent et Pergent-Martini, 1995 ; Boudouresque et autres auteurs, 2000). Les sites choisis doivent : i) être représentatifs de la partie de la zone côtière étudiée (par exemple, la nature du substrat), ii) couvrir la plupart des situations environnementales possibles, et iii) comprendre des zones sensibles, des zones stables ou des zones de référence. Ensuite, avec l'expérience acquise par les géomètres et les moyens (fonds) disponibles, ce réseau pourrait être étendu à un plus grand nombre de sites.

Tableau 3 : Critères de la surveillance en fonction des objectifs.

| <b>Objectif de la surveillance</b>   | <b>Sites à surveiller</b>  | <b>Paramètres</b>   | <b>Durée de la surveillance et intervalle</b>  |
|--------------------------------------|--|---|--|
| Conservation patrimoniale            | Sites peu soumis aux perturbations anthropiques ou sites de référence (e.g. Aires marines protégées, Sites d'intérêt communautaire), pour renseigner sur l'évolution naturelle du milieu | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Limites d'extension et profondeurs de l'herbier.</li> <li>• Paramètres de l'état de santé de l'herbier (e.g. recouvrement, densité, morcellement)</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Moyen à long terme (minimum 10 ans).</li> <li>• Acquisition des données au moins annuellement pour les espèces non persistantes voire tous les 2 à 3 ans pour les espèces pérennes</li> </ul> |
| Surveillance de la qualité du milieu | Identifier les pressions anthropiques susceptibles d'affecter la qualité du milieu et initier la surveillance dans au moins deux   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètres de l'herbier à même de renseigner sur la qualité du milieu (e.g : turbidité : profondeur de la limite inférieure ;</li> </ul>                     | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Moyen-terme (5 à 8 ans)</li> <li>• L'acquisition des données est variable en fonction de l'espèce considérée (de 1 à 3 ans)</li> </ul>  |

|  |  |   |   |
|--|--|---|---|
|  | sites, un site de référence et un site soumis aux pressions anthropiques les plus représentatives du littoral étudié | enrichissement en nutriments : teneur en Azote des feuilles ; contamination chimique : teneur en métaux-traces de la plante)                  |   |
| L'évaluation de l'impact environnemental | Suivi à faire au moins au niveau du site soumis à aménagement  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètres spécifiques à définir en fonction des conséquences probables de l'aménagement.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Court terme (généralement 1 à 2 ans).</li> <li>• Initié avant les travaux (état « zéro »), il peut être poursuivi pendant, ou juste après ceux-ci, un contrôle devant être effectué un an après la fin des travaux.</li> </ul> |

Pour assurer la durabilité du système de surveillance, il convient de prendre en compte les observations finales suivantes :

- Identifier les partenaires, les compétences et les moyens disponibles.
- Planifier les modalités de partenariat (qui fait quoi? Quand? Et comment?).
- Assurer la formation des parties prenantes afin qu'elles puissent mettre en place des procédures standardisées garantissant la validité des résultats et permettant des comparaisons sur un site donné et entre les sites.
- Désigner un coordinateur régional ou national en fonction du nombre de sites concernés par le suivi et de leur répartition géographique
- Évaluer le budget minimum nécessaire à l'exploitation du réseau de surveillance (coûts d'opérateurs permanents, contrats temporaires, équipement, acquisition de données, traitement et analyse, par exemple).

#### *Les méthodes*

Les descripteurs fournissent essentiellement des informations sur l'état de santé d'un herbier. Un grand nombre de descripteurs ont été proposés pour évaluer l'état écologique des herbiers marins (par exemple, Pergent-Martini et al., 2005 ; Foden et Brazier, 2007 ; Montefalcone, 2009 ; Orfanidis et al., 2010). Certains des descripteurs les plus courants (Tab. 4) utilisent une méthode d'échantillonnage standardisée, en particulier pour *P. oceanica* (Pergent-Martini et al., 2005), mais il existe encore de nombreuses disparités entre les méthodes d'acquisition de données malgré les efforts visant à proposer une approche commune. (Short et Coles, 2001 ; Buia et al., 2004 ; Lopez y Royo et al., 2010a). Quelques références bibliographiques sont fournies pour chacun des descripteurs énumérés dans le tableau 4, où l'on peut trouver des descriptions détaillées des outils et des méthodologies d'échantillonnage.

Les descripteurs disponibles fonctionnent à chacun des différents niveaux de complexité écologique des herbiers marins (Montefalcone, 2009) : la population (à savoir, l'herbier), l'individu (c'est-à-dire la plante), la cellule physiologique ou cellulaire et la communauté associée (surtout les feuilles épiphytes). Certains indices écologiques (voir section suivante) ont été élaborés pour fonctionner au niveau écologique du paysage marin (CI, Moreno et al., 2001 ; SI et PSI, Montefalcone et al., 2007 ; PI, Montefalcone et al., 2007) ou au niveau écosystémique (EBQI ; Personnic et al., 2014). Certains indices écologiques récents intègrent différents niveaux écologiques (par exemple, PREI, Gobert et al., 2009 ; POMI, Romero et al., 2007).

Les descripteurs listés dans le Tab. 4 peuvent être obtenus en utilisant différentes méthodologies et approches d'échantillonnage : i) sur des cartes résultant de levés par télédétection ou d'inspections

visuelles (par exemple, l'étendue de l'herbier et la profondeur des limites) ; ii) observation in situ par plongée sous-marine (par exemple, type de limite inférieure, couverture et découverte de rhizome) ; iii) échantillonnage direct de plantes (par exemple, descripteurs phénologiques). Toutes les méthodes nécessitant l'échantillonnage direct des plantes pour des analyses ultérieures en laboratoire sont destructives et l'impact de la procédure d'échantillonnage doit donc être pris en compte lors de la phase de planification initiale (Buia et al., 2004). Les procédures non destructives doivent toujours être préférées, en particulier dans le cas d'espèces protégées (par exemple, *Posidonia oceanica*) et lorsque la surveillance est effectuée dans les AMP. Une surveillance efficace devrait être effectuée à intervalles réguliers sur une période donnée, même si cela peut signifier une réduction du nombre de sites et du nombre de descripteurs surveillés. Le nombre de descripteurs adoptés devrait être suffisant pour éviter les erreurs d'interprétation, mais suffisamment réduit pour assurer un suivi permanent. L'application simultanée de divers descripteurs travaillant à différents niveaux de complexité écologique est le meilleur choix pour comprendre la plupart des réponses possibles du système aux modifications de l'environnement (Montefalcone, 2009). La nature des descripteurs est moins importante que la reproductibilité, la fiabilité et la précision de la méthode d'acquisition.

L'observation in situ et les échantillons doivent être réalisés sur des superficies définies et éventuellement normalisées, et le nombre de répétitions doit être suffisant pour le descripteur concerné et suffisamment élevé pour capturer l'hétérogénéité de l'habitat. Les analyses au niveau individuel (la plante), physiologique ou cellulaire, et la plupart des analyses associées au niveau communautaire (organismes associés des feuilles et des rhizomes) nécessitent une collecte de pousses. Pour *P. oceanica*, le nombre moyen de pousses échantillonnées et mesurées varie entre un minimum de 10 et un maximum de 20 pousses collectées à chaque station d'échantillonnage (Pergent-Martini et al., 2005). Pour mesurer la densité des pousses de *P. oceanica*, une surface normalisée est fixée à 40 cm × 40 cm avec un minimum de 5 comptages répétés par station. Un nombre adéquat de stations doit être localisé aléatoirement dans l'herbier, et généralement en correspondance de la limite supérieure de l'herbier, de la limite inférieure de l'herbier et aux profondeurs intermédiaires, sur un nombre de 2 à 3 stations d'échantillonnage par profondeur. Pour évaluer les conditions écologiques globales de l'herbier, des échantillons de pousses ne peuvent être prélevés qu'à la profondeur intermédiaire de l'herbier, généralement situé à environ 15 m de profondeur, où elles devraient trouver les conditions optimales pour leur développement (Buia et al., 2004) et à la fin du printemps ou au début de la saison estivale (Gobert et al., 2009).

Parmi tous les descripteurs énumérés dans le tableau 4, la densité des pousses peut être considérée comme le descripteur non destructif normalisé le plus adopté dans les programmes de surveillance de *P. oceanica* (Pergent-Martini et al., 2005) (Fig. 8), car elle fournit : des informations importantes sur la vitalité et la dynamique de l'herbier et se révèle efficace pour mettre en évidence les modifications de l'environnement (Montefalcone, 2009). Conformément aux exigences de la DCE dans les pays européens, les échelles existantes pour sa classification ont été adaptées avec la création de cinq classes (mauvaise, médiocre, modérée, bonne et élevée ; annexe 1). Cette échelle fournit un outil de classification de l'état écologique de l'herbier qui peut être utilisé dans le cadre du programme IMAP conformément à l'Approche Écosystémique (EcAp). L'évaluation de la profondeur et de la typologie des limites supérieure et inférieure de l'herbier et le suivi dans le temps de leurs positions avec des marques permanentes (balises) sont des procédures couramment adoptées pour évaluer l'évolution de l'herbier en termes de stabilité, d'amélioration ou de régression liées à la transparence de l'eau, aux régimes hydrodynamiques, à l'équilibre sédimentaire et aux activités humaines le long du littoral (Fig. 8). L'échelle de classification de la profondeur limite inférieure (Annexe 1) est un autre outil valable, bien que cette échelle puisse nécessiter quelques adaptations en fonction de la zone géographique spécifique et de l'environnement morphodynamique du site. Par exemple, dans de nombreux herbier de *P. oceanica* en mer Ligure (Méditerranée du Nord-Ouest), la limite inférieure atteint rarement des profondeurs supérieures à 20-25 m, en raison de contraintes naturelles (par exemple, typologie du substrat, topographie du fond marin). Dans tous ces cas, les herbiers seraient classés dans un état écologique modéré à mauvais, même sans ou avec très peu de pressions humaines.

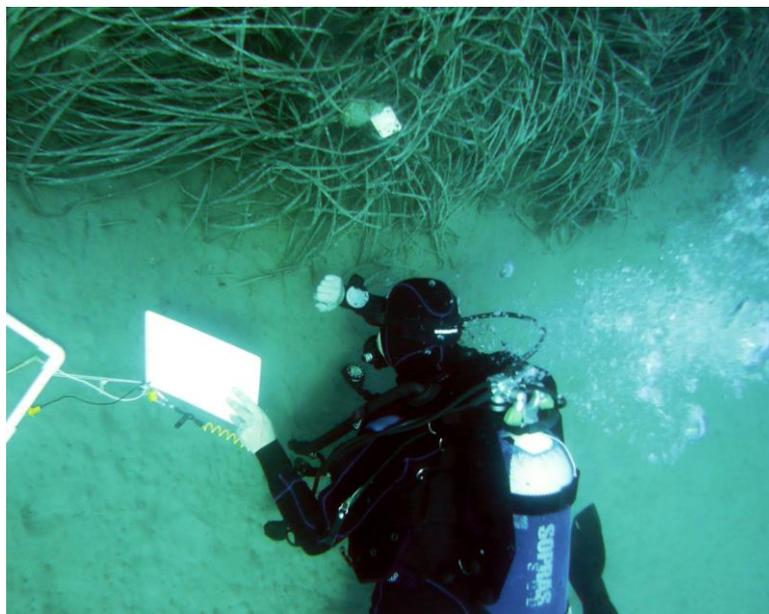


Figure 8 : Mesure in situ de la densité des pousses de *Posidonia oceanica* en utilisant le cadre carré standard de 40 cm × 40 cm (image supérieure) et la surveillance dans le temps de la position de la limite inférieure de l'herbier avec repères permanents (image inférieure).

Tableau 4 : Synthèse des principaux descripteurs utilisés pour la surveillance des herbiers marins utilisés pour définir l'Indicateur commun 2\_ Condition des Habitats. Lorsque cela est possible la méthode de mesure, la réponse attendue en cas d'augmentation de la pression anthropique et les principaux facteurs à même d'affecter le descripteur, le caractère destructif de l'acquisition de la donnée, le ou les espèces ciblées, l'intérêt ou les limites d'utilisations sont indiquées avec les références bibliographiques correspondantes. Les espèces ciblées sont : Cn - *Cymodocea nodosa*, Hs - *Halophila stipulacea*, Po - *Posidonia oceanica*, Zm - *Zostera marina*, Zn - *Zostera noltii*.

| Descripteur  | Méthode  | Réponse attendue / facteurs   | Cara ct.des truc | Espèce ciblée | Avantages   | Limites  | Références                                 |
|--|--|---|------------------|---------------|---|--|--|
| <i>La population</i>   |  |   |                  |               |   |  |  |
| Extension de l'herbier (i.e. surface)                              | Cartographie (Cf. Partie 'a' du présent document) et/ou identification de la position des limites  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Réduction de l'étendue totale de l'herbier</li> <li>• Aménagements littoraux, turbidité, atteintes mécaniques</li> </ul> | Non              | Toutes        | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Informatif sur plusieurs aspects de l'herbier</li> <li>• Utilisable partout au regard de la multiplicité des techniques disponibles</li> </ul> Couverture de l'ensemble de la tranche bathymétrique de la répartition des herbiers | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Pour les espèces à croissance lente (Po) impossibilité d'observer des augmentations de surface en l'absence de repères prépositionnés et temps de réponse très long (plusieurs années).</li> <li>• Obligation de travailler toujours à la saison où la distribution est maximale pour les espèces à croissance saisonnière marquée (généralement en été)</li> </ul> | Foden and Brazier (2007)                   |
| Position bathymétrique de la limite supérieure de l'herbier (en m) | Cartographie très précise de la limite d'extension de l'herbier vers la surface (Cf. Partie I du présent document) ou mise en place de repères fixes (e.g. transects permanents, plots, système acoustique) et mesure de la profondeur | Augmentation / Aménagements littoraux   | Non              | Toutes        | Paramètre facile à mesurer. Echelle d'interprétation disponible pour Po (Pergent <i>et al.</i> , 2008)  | Pour Cn, Hs et Zn, forte variabilité saisonnière qui implique une surveillance trimestrielle ou des observations pratiquées à la même saison pour tous les sites suivis. Risque de disparition des repères fixes en cas de forte fréquentation du site.  | Pergent et al. (1995); Montefalcone (2009) |

| Descripteur  | Méthode de mesure  | Réponse attendue / facteurs   | Carac | Espèce ciblée | Avantages   | Limites  | Références   |
|--|--|---|-------|---------------|---|--|--|
| Position bathymétrique de la limite inférieure de l'herbier (en m) | Cartographie très précise de la limite d'extension de l'herbier en profondeur (Cf. Partie 'a' du présent document) ou enregistrement de la mise en place de repères fixes (e.g. transects permanents, balisages, système acoustique) | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Déplacement de la limite inférieure vers la terre à des profondeurs moindres</li> <li>• Turbidité</li> </ul> | Non   | Toutes        | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre facile à mesurer (aussi par la plongée en scaphandre autonome)</li> <li>• Echelle d'interprétation disponible pour Po</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Pour Cn, Hs et Zn, forte variabilité saisonnière qui implique une surveillance trimestrielle ou des observations pratiquées à la même saison pour tous les sites</li> <li>• Au-delà de 30 m de profondeur, acquisition difficile et onéreuse (limitation du temps d'immersion, besoin en personnel expérimenté en plongée et nombreuses interventions)</li> <li>• Risque de disparition des repères fixes (e.g. arts trainants).</li> <li>• Pour les espèces à croissance lente (Po) temps nécessaire pour visualiser une progression de la limite long (plusieurs années)</li> </ul> | Pergent et al. (2008); Annex 1   |
| Type de la limite inférieure de l'herbier                          | Observations in situ   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Changement /</li> <li>• Turbidité</li> <li>• Atteintes mécaniques (e.g. arts trainants)</li> </ul>           | Non   | Po            | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre bien étudié</li> <li>• Plusieurs types décrits</li> <li>• Echelles d'interprétation pour Po</li> </ul>                           | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Bonne connaissance des herbiers à Po nécessaire pour l'identification de certains types de limites.</li> <li>• Acquisition difficile et onéreuse lorsque la profondeur est élevée (&gt; 30 m)</li> </ul>  | Boudouresque and Meinesz (1982); Pergent et al. (1995); Montefalcone (2009); Annex 1 |
| Présence de canaux inter-mat et de zones de matte morte            | Cartographie très détaillée de la zone (Cf. partie « a » de ce document, cadres carrés permanents) et / ou observations in situ  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Augmentation de l'étendue</li> <li>• Impacts mécaniques (par exemple, ancrage, engins de pêche)</li> </ul>   | No    | Po            | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Facile à mesurer</li> <li>• Les surfaces peuvent être mesurées sur des cartes</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Les zones de matte morte sont des composants naturels intrinsèques à certains types d'herbiers (par exemple, les herbiers rayés) et ne reflètent pas systématiquement l'influence humaine.</li> </ul>   | Boudouresque et al. (2006)   |

| Descripteur                                     | Méthode   | Réponse attendue / facteurs  | Caract. | Espèce ciblée | Avantages   | Limites   | Références   |
|---|---|--|---------|---------------|---|---|--|
| Densité (nombre de faisceaux. m <sup>-2</sup> ) | Dénombrement des faisceaux à l'intérieur d'un quadrat (dimension et profondeur fixées). La taille du quadrat est fonction de l'espèce considérée (Po voir <i>in</i> Pergent-Martini <i>et al.</i> , 2005) et de la densité supposée de l'herbier (Duarte & Kirkman, 2001)   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Diminution</li> <li>• Turbidité</li> <li>• Atteintes mécaniques (e.g. ancrage)</li> </ul> | Non     | Toutes        | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre facile à mesurer et peu coûteux</li> <li>• Peut s'appliquer sur l'ensemble de la tranche bathymétrique de répartition des herbiers.</li> <li>• Echelle d'interprétation disponible pour Po</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Forte variabilité en fonction de la profondeur</li> <li>• Temps d'acquisition important pour des densités supérieures à 800 faisceaux /m<sup>2</sup></li> <li>• Nécessité de répliques ou d'échantillonner une surface minimale pour appréhender l'hétérogénéité de l'herbier.</li> <li>• Risque d'erreur important si : a) manipulateur inexpérimenté, b) densité élevée, c) espèce de petite taille. Dans ce dernier cas, le comptage in situ peut être remplacé par un prélèvement sur une surface donnée et un dénombrement en laboratoire (technique destructive).</li> </ul> | Duarte and Kirkman (2001); Pergent-Martini et al. (2005); Pergent et al. (2008); Annex 1                                 |
| Recouvrement (en %)                             | Pourcentage moyen de surface occupé (en projection verticale) par l'herbier par rapport à la surface étudiée. Les techniques pour mesurer ce paramètre sont très diverses : (mesure in situ par plongeur ou en laboratoire à partir de photographies ou de vidéo sous-marines, surface d'observation variable (0.16 à 625 m <sup>2</sup> ), matérialisée par un | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Diminution</li> <li>• Turbidité</li> </ul>  | Non     | Toutes        | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Rapidité d'acquisition.</li> <li>• Lorsque l'évaluation est réalisée à partir de données photographiques, possibilité de comparaison au cours du temps et réduction de la variabilité due au manipulateur</li> <li>• Applicable à l'ensemble de la tranche bathymétrique de répartition des herbiers.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Forte variabilité saisonnière et forte variabilité bathymétrique</li> <li>• Les multiples méthodes utilisées ne permettent pas toujours la comparaison des résultats, d'autant que les surfaces d'observations sont très diverses et que le recouvrement a une distribution fractale</li> <li>• La stratégie et le plan d'échantillonnage doivent inclure la variabilité spatiale appropriée</li> <li>• Grande subjectivité des estimations in situ</li> </ul>   | Buia et al. (2004); Pergent-Martini et al. (2005); Boudouresque et al. (2006); Romero et al. (2007); Montefalcone (2009) |

|   |  |   |     |        |  |  |  |  |
|---|--|---|-----|--------|--|--|--|--|
|   | quadrat ou une plaque translucide.   |   |     |        |  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Peut être estimé sur de vastes surfaces à partir de photographies aériennes ou de sonogrammes (sonar à balayage latéral).</li> </ul>  |  |  |
| Pourcentage de rhizomes plagiotropes (en %)                                     | Dénombrement des rhizomes plagiotropes sur une surface donnée (e.g. 40 cm* 40 cm, qui peut être matérialisée par un quadrat) | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Augmentation</li> <li>• Atteintes mécaniques (ancrage, engins de pêche)</li> </ul>   | Non | Cn, Po |  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre facile à observer, rapide et peu couteux</li> <li>• Echelle d'interprétation disponible pour Po</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Principalement utilisé à faible profondeur (0-20 m)</li> </ul>  | Boudouresque et al. (2006); Annex 1  |
| <i>La plante</i>  |  |   |     |        |  |  |  |  |
| Surface foliaire (cm <sup>2</sup> .faiscea), et autres caractères phénologiques | Dénombrement et mesure de la longueur et de la largeur des différents types de feuilles des faisceaux (10 to 20 faisceaux)   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Diminution de Surface foliaire (Po) pour surpâturage et Impacts anthropiques</li> <li>• Augmentation de Longueur des feuilles (Po &amp; Cn) pour enrichissement en nutriments</li> </ul> | Oui | Toutes |  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre très facile à mesurer et peu couteux</li> <li>• Possibilité d'effectuer la mesure de longueur des feuilles adultes de rang 1 ou 2 (feuilles les plus externes) in situ ce qui évite la destruction de la plante</li> <li>• Echelle d'interprétation disponible pour Po</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Forte variabilité saisonnière.</li> <li>• Forte variabilité individuelle qui nécessite de réaliser les mesures sur un nombre suffisant de faisceaux.</li> </ul> | Giraud (1977, 1979); Lopez y Royo et al. (2010b); Orfanidis et al. (2010); Annex |
| Nécroses sur les feuilles (en %)  | Pourcentage de feuilles présentant des nécroses, par observation au laboratoire  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Augmentation</li> <li>• Enrichissement en contaminants</li> </ul>  | Oui | Po     |  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre très facile à mesurer et peu couteux</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Les nécroses sont très rares dans certains secteurs de Méditerranée (e.g. Littoral de la Corse)</li> </ul>  | Romero et al. (2007)   |

| Descripteur   | Méthode de mesure  | Réponse attendue / facteurs   | Caract.        | Espèce ciblée | Avantages  | Limites  | Références   |
|---|--|---|----------------|---------------|--|--|--|
| Etat des apex   | Pourcentage de feuilles dont l'apex est cassé  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Augmentation</li> <li>• Surpâturage, impacte mécanique (E.g. ancrage)</li> </ul>                       | Non            | Po            | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre très facile à mesurer et peu couteux</li> <li>• Les marques spécifiques du brin de certains animaux sont facilement reconnaissables</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Peu utilisable en cas de fort hydrodynamisme et sur les feuilles âgées</li> </ul>   | Boudouresque and Meinesz (1982)                              |
| Production foliaire (en mg poids sec. faisc.-1, .an-1)    | Chez Po : possibilité, grâce à la lépidochronologie, de connaître le nombre de feuilles produites par an qu'elle soit actuelle ou passée (Pergent, 1990).<br>Autres espèces, mesure de l'allongement des feuilles par marquage ou en utilisant la relation longueur des bases / croissance foliaire (Zm ; Gaeckle et al., 2006). | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Diminution</li> <li>• Déficit en nutriments, augmentation de la compétition interspécifique</li> </ul> | Oui & Non (Zm) | Toutes        | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Pour Po la lépidochronologie permet de travailler sur l'ensemble de la tranche bathymétrique</li> <li>• Echelle d'interprétation est disponible</li> <li>• Pour Zm la relation longueur des bases et croissance foliaire permet d'envisager une mesure in situ non destructive</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre long à acquérir</li> <li>• Un suivi mensuel ou au moins au quatre saisons</li> </ul>  | Pergent (1990); Gaeckle et al. (2006); Pergent et al. (2008) |
| Production de rhizomes (en mg poids sec. faisc.-1, .an-1) | Chez Po : possibilité, grâce à la lépidochronologie, de connaître le taux de croissance ou la biomasse par an  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Augmentation</li> <li>• Accumulation sédimentaire suite à des aménagements littoraux</li> </ul>        | Oui            | Po            | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre indépendant de la saison</li> <li>• Echelle d'interprétation disponible pour Po</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Interprétation parfois difficile dans la mesure où une augmentation de la production de rhizome peut être observée dans des sites de référence en l'absence d'impact anthropique</li> </ul> | Pergent et al. (2008); Annex 1                               |
| Déchaussement ou enfouissement                            | Mesure du niveau de déchaussement (ou d'enfouissement) des rhizomes mesurés in situ  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Augmentation de l'enfouissement</li> <li>• Accumulation sédimentaire suite</li> </ul>                  | Non            | Toutes        | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Faciles à mesurer in situ</li> <li>• Non destructif et peu couteux.</li> <li>• Paramètre indépendant de</li> </ul>  |  | Boudouresque et al. (2006)                                   |

|  |  |  |                        |                      |  |   |  |
|--|--|--|------------------------|----------------------|--|---|--|
| des rhizomes   | (valeur en mm) ou pourcentage de faisceaux enfouis ou déchaussés sur une surface donnée  | à des aménagements littoraux, le rejet d'effluents urbains ou la présence de fermes marines, les rejets de dragage<br>• Augmentation du déchaussement /<br>• Déficit sédimentaire suite à des aménagements littoraux |                        |                      | la saison  |   |  |
| Physiologique ou cellulaire                                |  |  |                        |                      |  |   |  |
| Teneur en Azote et Phosphore de la plante (en % poids sec) | Dosage par spectromètre de masse et torche à plasma dans différents tissus de la plante après minéralisation acide (e.g. rhizomes de Po ; Romero <i>et al.</i> , 2007) | • Augmentation<br>• Enrichissement en nutriments   | Oui                    | Toutes               | • Temps de réponse aux modifications environnementales court | • Paramètre très couteux<br>• Nécessité d'un appareillage analytique et des compétences spécifiques | Romero et al. (2007); Annex 1                                |
| Teneur en carbohydrates (en % poids sec)                   | Dosage par spectrophotométrie après extraction alcoolique dans différents tissus de la plante (e.g. rhizomes de Po)  | • Diminution<br>• Impact anthropique   | Oui                    | Toutes               | • Temps de réponse aux modifications environnementales court | • Paramètre couteux,<br>• Nécessité d'un appareillage analytique et des compétences spécifiques     | Alcoverro et al. (1999, 2001); Romero et al. (2007); Annex 1 |
| <b>Descripteur</b>   | <b>Méthode de mesure</b>   | <b>Réponse attendue / facteurs</b>   | <b>Caract. destruc</b> | <b>Espèce ciblée</b> | <b>Avantages</b>   | <b>Limites</b>  | <b>Références</b>  |

|  |  |   |     |        |   |  |  |
|--|--|---|-----|--------|---|--|--|
| Teneur en métaux-traces (en µg.g-1)                              | Dosage par spectrométrie dans différents tissus de la plante après minéralisation acide (Salivas-Decaux, 2009).  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Augmentation</li> <li>• Enrichissement en contaminants métalliques</li> </ul>  | Oui | Toutes | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Temps de réponse aux modifications environnementales court</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre couteux, nécessitant un appareillage analytique et des compétences spécifiques</li> </ul>   | Salivas-Decaux (2009); Annex 1   |
| Rapport isotopique en Azote (d <sup>15</sup> N en ‰)             | Dosage par spectromètre de masse dans différents tissus de la plante après minéralisation acide (e.g. rhizomes de Po)  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Augmentation pour Enrichissement en nutriments issus des fermes marines et effluents urbains</li> <li>• Diminution pour Enrichissement en nutriments issus des fertilisants</li> </ul> | Oui | Po     | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Temps de réponse aux modifications environnementales court</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre très couteux, nécessitant un appareillage analytique et des compétences spécifiques</li> </ul>  | Romero et al. (2007)   |
| Rapport isotopique en Soufre (δ <sup>34</sup> S en ‰)            | Dosage par spectromètre de masse dans différents tissus de la plante (e.g. rhizomes de Po ; Romero <i>et al.</i> , 2007)   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Diminution</li> <li>• Impact anthropique</li> </ul>  | Oui | Po     | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Temps de réponse aux modifications environnementales court</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre très couteux, nécessitant un appareillage analytique et des compétences spécifiques</li> </ul>  | Romero et al. (2007)   |
| <i>Communauté</i>  |  |   |     |        |   |  |  |
| Epiphytes des feuilles (en mg poids sec. -1 ou % poids sec. -1). | Plusieurs mesures peuvent être réalisées : évaluation de la biomasse (en µg faisceau-1, après grattage, séchage et pesée), de la teneur en Azote (en % poids sec ; mesure par analyseur élémentaire CHN ; Romero et al., 2007) | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Augmentation</li> <li>• Enrichissement en nutriments, apports fluviaux (Fernandez-Torquemada et al., 2008)</li> </ul>  | Oui | Toutes | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre très facile à mesurer</li> <li>• Peu couteux (biomasse et recouvrement).</li> <li>• Echelle d'interprétation disponible</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Prends du temps</li> <li>• Paramètre présentant de fortes variations saisonnières et spatiales.</li> <li>• Paramètre nécessitant un équipement analytique spécifique (teneur en azote)</li> </ul> | Morri (1991); Pergent-Martini et al. (2005); Romero et al. (2007); Fernandez-Torquemada et al. (2008); Giovannetti et al. (2008, 2015) |

La phase d'installation est la phase opérationnelle concrète du programme de surveillance qui commence par l'acquisition des données. Les observations et les prélèvements effectués pendant la phase d'acquisition ou la validation des données des levés cartographiques pourraient également constituer un produit d'un système de surveillance (Kenny et al., 2003), et la cartographie pourrait également constituer un outil de surveillance (Tab. 4 ; Boudouresque et al., 2006).

À l'échelle spatiale régionale, deux principaux systèmes de surveillance ont été mis au point : 1) le système de surveillance des herbiers (*SeagrassNet*), qui a été mis en place à l'échelle mondiale au début des années 2000 et couvre toutes les espèces d'herbiers (Short et al., 2007) ; 2002) ; et 2) le réseau de surveillance «*Posidonia*» mis en place au début des années 1980 en méditerranée (Boudouresque et al., 2006), spécifique à *Posidonia oceanica* mais pouvant être adapté à d'autres espèces méditerranéennes et au genre *Posidonia* à travers le monde. Le réseau de surveillance «*Posidonia*» est encore utilisé de nos jours, avec une certaine variabilité d'un pays à l'autre et plus encore d'une région à l'autre, dans au moins neuf pays méditerranéens et dans plus de 350 sites (Buia et al., 2004 ; Boudouresque et al., 2006, Romero et al., 2007 ; Fernandez-Torquemada et al., 2008 ; Lopez y Royo et al., 2010a). suite aux travaux menés dans le cadre du programme IIIB Interreg MEDOCC «Cohérence, développement, harmonisation et validation des méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement littoral par le suivi des herbiers de *Posidonia oceanica*», et du programme «*MedPosidonia*» mis en place par MSFD, une approche actualisée et normalisée pour le réseau de surveillance de *P. oceanica* a été testée et validée (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2009). Les principales différences entre les deux anciens systèmes de surveillance sont les suivantes :

- Dans le cadre de *SeagrassNet*, la surveillance est effectuée le long de trois transects permanents, disposés parallèlement au littoral et placés respectivement (i) dans la partie la plus superficielle de l'herbier, (ii) dans la partie la plus profonde et (iii) à une profondeur intermédiaire entre ces deux positions. Les descripteurs choisis (Short et al., 2002 ; Tab. 5) sont mesurés à des points fixes le long de chaque transect et tous les trois mois.
- Dans le cadre du réseau de surveillance «*Posidonia*», les mesures sont prises (i) en correspondance de repères fixes placés le long de la limite inférieure de l'herbier, (ii) à la limite supérieure, et (iii) à la profondeur intermédiaire et fixe de 15 m. Les descripteurs (Tab. 5) ne sont mesurés tous les trois ans que si, après des levés visuels, aucun changement visible de la position géographique des limites n'est observé.

*SeagrassNet* permet de comparer les données obtenues en Méditerranée avec celles d'autres régions du monde, avec une couverture mondiale de plus de 80 sites répartis dans 26 pays ([www.seagrassnet.org](http://www.seagrassnet.org)). Cependant, ce système de surveillance ne convient pas aux espèces de grande taille (comme le genre *Posidonia*) ni aux herbiers dont la limite inférieure est située au-delà de 25 m de profondeur. Ce système de surveillance n'a été mis en place que pour un site en Méditerranée (Pergent et al., 2007). Le réseau de surveillance «*Posidonia*», au vu de la multiplicité des descripteurs identifiés (Tab. 5), permet de comparer différents herbiers de la Méditerranée et également d'évaluer la vitalité de la plante et la qualité de l'environnement dans lequel elle se développe. D'autres systèmes de surveillance, tels que les transects permanents avec surveillance saisonnière ou les levés acoustiques, peuvent être utilisés dans des situations particulières telles que la surveillance des environnements de lagunes (Pasqualini et al., 2006) ou pour l'étude de herbiers reliques (Descamp et al., 2009).

La technique d'échantillonnage et les descripteurs choisis définissent la nature de la surveillance (surveillance de la contamination chimique de l'environnement, rejet en mer d'une station d'épuration, effets de l'alimentation des plages, évaluation générale de l'état de santé des herbiers) (Tab. 4) Il n'existe pas de méthodes idéales de cartographie ni de descripteurs universels pour la surveillance des herbiers marins, mais plutôt une grande diversité d'outils efficaces et complémentaires. Ils doivent être choisis en fonction des objectifs, des espèces présentes et du contexte local. Indépendamment des descripteurs sélectionnés, une attention particulière doit être portée à la validité des mesures effectuées (protocole d'acquisition, précision des mesures, reproductibilité ; Lopez y Royo et al., 2010a). La phase suivante de traitement et d'interprétation des données est donc fondamentale pour garantir la bonne qualité du programme de surveillance.

Tableau 5 : Nature des paramètres mesurés dans le cadre du SeagrassNet, le réseau de surveillance de *Posidonia* (Pergent *et al.*, 2007) et du programme MedPosidonia (Pergent *et al.* 2009). – paramètre non pris en compte.

| Paramètres                      | SeagrassNet                    | RSP  | MedPosidonia                               |
|---------------------------------|--------------------------------|--|--|
| Lumière                         | X                              | -  | -  |
| Température                     | X                              | -  | X  |
| Salinité                        | X                              | -  | -  |
| Limite inférieure               | Profondeur                     | Profondeur, type et cartographie               | Profondeur, type, cartographie             |
| Limite supérieure               | Profondeur                     | Profondeur, type et cartographie               | Cartographie                               |
| Densité                         | 12 mesures le long du transect | Mesure au niveau de chacune des 11 balises     | Mesure au niveau de chacune des 11 balises |
| % rhizomes plagiotropes         | -                              | Mesure au niveau de chacune des 11 balises     | Mesure au niveau de chacune des 11 balises |
| Déchaussement                   | -                              | Mesure au niveau de chacune des 11 balises     | Mesure au niveau de chacune des 11 balises |
| Recouvrement                    | 12 mesures le long du transect | Le long du balisage (50m) à l'aide d'une vidéo | Mesure au niveau de chacune des 11 balises |
| Analyse phénologique            | 12 mesures le long du transect | Sur 20 faisceaux                               | Sur 20 faisceaux                           |
| Analyse lépidochronologique     | -                              | Sur 10 faisceaux                               | Sur 10 faisceaux                           |
| Etat des apex                   | -                              | Sur 20 faisceaux                               | Sur 20 faisceaux                           |
| Biomasse (g. poids sec)         | Feuilles                       | -  | -  |
| Nécromasse                      | Rhizome et écailles            | -  | -  |
| Granulométrie du sédiment       | -                              | 1 mesure                                       | 1 mesure                                   |
| % Matière organique du sédiment | -                              | 1 mesure                                       | 1 mesure                                   |
| Teneur en métaux-traces         | -                              | -  | Ag & Hg                                    |

#### *Traitement et interprétation des données*

Les mesures effectuées in situ doivent être analysées et archivées. Les échantillons recueillis au cours des activités sur le terrain doivent être correctement stockés pour les analyses de laboratoire suivantes. L'interprétation des données nécessite le jugement et l'évaluation de spécialistes et peut être réalisée en comparant les données mesurées avec les données disponibles dans la littérature, directement ou à l'aide d'échelles. Vérifier que les résultats obtenus répondent aux objectifs de surveillance (fiabilité et reproductibilité des résultats, interprétations valables et cohérence avec les observations effectuées) est une autre étape importante pour valider l'efficacité de la surveillance.

L'énorme augmentation du nombre d'études sur *Posidonia oceanica* (plus de 2400 publications répertoriées dans le Web of Science) signifie qu'au cours des dernières décennies, un nombre croissant d'échelles d'interprétation ont été créées pour les descripteurs les plus largement utilisés dans le suivi de cette espèce (à savoir, Giraud). , 1977 ; Meinesz et Laurent, 1978 ; Pergent *et al.*, 1995b ; Pergent-

Martini et al., 2005 ; Montefalcone et al., 2006, 2007 ; Salivas-Decaux et al., 2010 ; Montefalcone, 2009, tableau 4 ).

En ce qui concerne la cartographie, une intégration des données de suivi dans un système d'information géoréférencé (SIG), qui peut être librement consulté (comme MedGIS mis en œuvre par le CAR/ASP), doit être recommandée et encouragée, afin que les données acquises soient accessibles au grand public et profiter au plus grand nombre possible d'utilisateurs.

### Indices écologiques

Les indices de synthèse écologiques sont aujourd'hui très répandus pour mesurer l'état écologique des écosystèmes en vue de la réalisation ou du maintien du Bon Etat Environnemental (GES). Les indices écologiques réussissent à «capturer les complexités de l'écosystème tout en restant assez simples pour pouvoir être surveillés facilement et systématiquement» et peuvent donc être considérés comme «conviviaux» (Montefalcone, 2009 et les références y contenues). Ils sont anticipatifs, intégratifs et sensibles au stress et aux perturbations. De nombreux indices écologiques ont été utilisés dans les programmes de surveillance des herbiers marins, par exemple l'indice de surface foliaire (Buia et al., 2004), l'indice d'épiphyte (Morri, 1991). Conformément aux exigences de la DCE dans les pays européens, de nombreux indices synthétiques ont été mis en place pour fournir, sur la base d'un panel de différents descripteurs, une évaluation globale de la qualité de l'environnement basée sur l'élément de qualité biologique «herbier». Les indices les plus adoptés dans les programmes de surveillance régionaux/nationaux sont les suivants (tableau 6) :

- POSWARE (Buia et al., 2005)
- POMI (Romero et al., 2007)
- POSID (Pergent et al., 2008)
- Valencian CS (Fernandez-Torquemada et al., 2008)
- PREI (Gobert et al., 2009)
- BiPo (Lopez y Royo et al., 2009)
- Conservation Index (CI) (Moreno et al., 2001)
- Substitution Index (SI) (Montefalcone et al., 2007)
- Phase Shift Index (PSI) (Montefalcone et al., 2007)
- Patchiness Index (PI) (Montefalcone et al., 2010)
- EBQI (Personnic et al., 2014)

La plupart des indices écologiques intègrent différents niveaux écologiques (tableau 6). L'indice POSWARE est basé sur 6 descripteurs travaillant au niveau de la population et des individus. L'indice POMI multivarié est basé sur un total de 14 descripteurs structurels et fonctionnels de *Posidonia oceanica*, du niveau cellulaire au niveau communautaire. L'indice POSID est basé sur 8 descripteurs travaillant au niveau de la communauté, de la population, des individus et des cellules. Certains des descripteurs fonctionnant au niveau cellulaire et utilisés pour calculer les POMI et les indices POSID prennent beaucoup de temps (tels que la composition chimique et biochimique et les contaminants), et sont donc peu utilisés dans les programmes de surveillance de *P. oceanica* (Pergent -Martini et al., 2005). L'indice CS de Valence intègre 9 descripteurs, du niveau individuel au niveau communautaire. L'indice PREI est basé sur 5 descripteurs travaillant au niveau de la population, de l'individu et de la communauté. L'indice BiPo est basé uniquement sur 4 descripteurs non destructifs au niveau de la population et des individus et convient particulièrement bien pour la surveillance des espèces protégées ou dans les AMP.

Certains indices écologiques non destructifs ont été développés pour fonctionner au niveau écologique du paysage marin, tels que l'IC (Moreno et al., 2001), le SI et le PSI (Montefalcone et al., 2007) et le PI (Montefalcone et al., 2007). L'IC mesure l'abondance proportionnelle de la matrice morte par rapport

à *P. oceanica* vivant et peut être utilisé comme indice de perturbation (Boudouresque et al., 2006), bien que les zones de matte morte puissent également provenir de causes naturelles (par exemple, l'hydrodynamisme). Le SI a été proposé pour mesurer la quantité de remplacement de *P. oceanica* par *Cymodocea nodosa*, l'herbier marin méditerranéen indigène commun, et par les trois espèces du genre *Caulerpa* : l'espèce indigène *Caulerpa prolifera* et les deux envahisseurs extraterrestres *C. taxifolia* et *C. cylindracea*. Le SI, appliqué de manière répétée dans le même herbier, peut objectivement mesurer si la substitution est permanente ou progressive ou si, comme le supposent Molinier et Picard (1952), facilitera à long terme la réinstallation de *P. oceanica*. Bien que l'application de l'IC soit évidemment limitée aux espèces d'herbiers qui forment une matte, l'IS peut être appliquée à tous les cas de substitution entre deux espèces d'herbiers différentes et entre une algue et un herbier. Le PSI est un autre indice écologique synthétique qui identifie et mesure l'intensité du déphasage se produisant dans l'écosystème des herbiers marins. Il fournit une évaluation synthétique de l'irréversibilité des changements subis par un herbier en régression. Les caractéristiques biologiques et les processus de reproduction de *P. oceanica* ne permettent pas une recolonisation rapide de la matte morte (Meinesz et al., 1991). Si un potentiel de récupération existe toujours dans un herbier présentant peu de petites mattes mortes, une régression à grande échelle de l'herbier de *P. oceanica* doit donc être considérée comme quasi irréversible à l'échelle d'une vie humaine. Tous ces indices sont des outils utiles pour évaluer la qualité des environnements côtiers dans leur ensemble, et pas seulement pour évaluer la qualité des masses d'eau. L'IP a été mis au point pour évaluer le niveau de fragmentation de l'habitat et a utilisé le nombre de parcelles pour mesurer la fragmentation des herbiers.

L'un des derniers indices proposés fonctionne au niveau de l'écosystème (EBQI ; Personnic et al., 2014). Cet indice a été développé sur la base d'un modèle conceptuel simplifié de l'écosystème de *P. oceanica*, dans lequel un ensemble de 17 compartiments fonctionnels représentatifs a été identifié. La qualité de chaque compartiment fonctionnel est ensuite évaluée par la sélection d'un ou deux descripteurs spécifiques (la plupart d'entre eux non destructifs) et la valeur d'indice finale intègre tous les scores de compartiment. S'agissant d'un indice écosystémique, il est conforme aux exigences de la MSFD et de l'EcAp. Cependant, sa formulation complète et donc complexe rend cet indice plus long par rapport aux autres indices.

Des essais d'étalonnage entre les indices POMI et POSID ont montré qu'il y avait une cohérence dans la classification des cinq sites étudiés (les sites en Corse affichant une classification plus élevée que les sites en Catalogne) (Pergent et al., 2008). L'application de l'indice BIPO à 9 sites méditerranéens donne une classification identique des sites de Catalogne à celle obtenue avec l'indice POMI (Lopez y Royo et al., 2010c). Enfin, en utilisant à la fois les indices POSID et BiPo dans le cadre du programme «MedPosidonia», une classification similaire des herbier étudiés a été trouvée (Pergent et al., 2008). Un exercice récent visant à comparer un certain nombre de descripteurs et d'indices écologiques à différents niveaux écologiques (individu, population, communauté et paysage marin) dans 13 herbiers de *P. oceanica* de la mer Ligure (nord-ouest de la Méditerranée) a montré une faible cohérence entre les quatre niveaux, en particulier entre la plante (à savoir, la surface des feuilles) et les herbiers (à savoir, la densité des pousses, la profondeur limite inférieure). En outre, l'indice PREI a montré une incohérence avec la plupart des descripteurs (Karayali, 2017). Compte tenu de ce résultat, l'utilisation combinée d'un plus grand nombre de descripteurs et d'indices, couvrant différents niveaux de complexité écologique, devrait être privilégiée dans tout programme de surveillance.

À l'état actuel des connaissances, il est difficile de préférer l'un ou l'autre de ces indices synthétiques, car il n'a pas encore été possible de les comparer tous sur un même site. De manière générale, les indices basés sur un nombre élevé de descripteurs impliquent des coûts excessifs en termes de temps d'acquisition et de budget requis (Fernandez-Torquemada et al., 2008).

Tableau 6 : Descripteurs utilisés dans les indices écologiques synthétiques principalement adoptés dans les programmes de surveillance régionaux / nationaux pour évaluer la qualité de l'environnement sur la base de l'élément de qualité biologique de l'«herbier».

| Indice                    | Cellulaire  | Individuel  | Population  | Communauté  | Écosystème | Paysage marin |
|---------------------------|---|---|---|---|------------|---------------|
| POSWARE                   |   | Largeur des feuilles intermédiaires ; production de feuilles ; production et élongation de rhizomes | Densité des pousses ; couvert d'herbier   |   |            |               |
| POMI                      | Teneur en P, N et saccharose dans les rhizomes ; Rapport isotopique $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{34}\text{S}$ dans les rhizomes ; Teneur en Cu, Pb et Zn dans les rhizomes | Surface des Feuilles ; pourcentage de nécrose foliaire  | Densité des pousses ; couvert d'herbier ; pourcentage de rhizomes plagiotropes  | N contenu dans les épiphytes                              |            |               |
| POSID                     | Teneur en Ag, Cd, Pb et Hg dans les feuilles  | Surface des Feuilles ; Coefficient A ; élongation des rhizomes                                      | La densité des pousses ; couvert d'herbier ; pourcentage de rhizomes plagiotropes ; profondeur de la limite inférieure                  | Biomasse des épiphytes                                    |            |               |
| Communauté valencienne CS |   | Surface des Feuilles ; pourcentage de nécrose foliaire  | densité des pousses ; couvert d'herbier et de matte morte ; pourcentage de rhizomes plagiotropes ; Dévoilement/Enfouissement du rhizome | Pression des herbivores ; biomasse des épiphytes foliaire |            |               |
| PREI                      |   | La biomasse des feuilles ;  | Densité des pousses ; profondeur et type limite   | Biomasse des épiphytes                                    |            |               |

|      |  |  |  |                            |  |  |
|------|--|--|--|----------------------------|--|--|
|      |  | Surface des Feuilles                         | inférieure   | foliaire                   |  |  |
| BiPo |  | Surface des feuilles                         | Densité des pousses ;<br>profondeur et type limite<br>inférieure |                            |  |  |
| CI   |  |  | Couvert d'herbier et<br>matte                                    |                            |  | Proportion relative<br>entre <i>Posidonia<br/>oceanica</i> et matte<br>morte               |
| SI   |  |  | Couvert d'herbier  | Couvert de<br>remplacement |  | Proportion relative<br>entre <i>P. oceanica</i> et<br>ses substituts                       |
| PSI  |  |  | Couvert d'herbier et de<br>matte                                 | Couvert de<br>remplacement |  | Proportion relative<br>entre <i>Posidonia<br/>oceanica</i> et matte<br>morte et substituts |
| PI   |  |  |  |                            |  | Nombre de parcelles<br>d'herbiers  |
| EBQI |  | Taux de croissance des<br>rhizomes verticaux | Densité des pousses ;<br>couvert d'herbier                       |                            | Biomasse,<br>densité et<br>diversité des<br>espèces dans<br>tous les<br>compartiments ;<br>indice de<br>pâturage |  |

## References

- Alcocer A., Oliveira P., Pascoal A. 2006. Underwater acoustic positioning systems based on buoys with GPS. In: Proceedings of the Eighth European Conference on Underwater Acoustics 8, 1-8.
- Alcoverro T., Manzanera M., Romero J. 2001. Annual metabolic carbon balance of the seagrass *Posidonia oceanica*: the importance of carbohydrate reserves. Marine Ecology Progress Series 211, 105-116.
- Alcoverro T., Zimmerman R.C., Kohrs D.G., Alberte R.S. 1999. Resource allocation and sucrose mobilization in light-limited eelgrass *Zostera marina*. Marine Ecology Progress Series 187, 121-131.
- Amran M.A. 2017. Mapping seagrass condition using Google Earth imagery. Journal of Engineering Science & Technology Review 10 (1), 18-23.
- Barsanti M., Delbono I., Ferretti O., Peirano A., Bianchi C.N., Morri C. 2007. Measuring change of Mediterranean coastal biodiversity: diachronic mapping of the meadow of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Gulf of Tigullio (Ligurian Sea, NW Mediterranean). Hydrobiologia 580, 35-41.
- Bellan-Santini D., Bellan G., Bitar G., Harmelin J.G., Pergent G. 2002. Handbook for interpreting types of marine habitat for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest. RAC/SPA (Ed.), UNEP publ., 217 p.
- Bianchi C.N., Ardizzone G.D., Belluscio A., Colantoni P., Diviacco G., Morri C., Tunesi L. 2004. Benthic cartography. Biologia Marina Mediterranea 10 (Suppl.), 347-370.
- Boudouresque C.F., Meinesz A. 1982. Découverte de l'herbier de Posidonie. Cahier du Parc National de Port-Cros 4, 1-79.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. 2006. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RAMOGE publ., Monaco, 202 p.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Pergent G., Shili A., Verlaque M. 2009. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. Botanica Marina 52, 395-418.
- Boudouresque C.F., Charbonnel E., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Cadiou G., Bertrand M.C., Foret P., Ragazzi M., Rico-Raimondino V. 2000. A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the northwestern Mediterranean Sea. Biologia Marina Mediterranea 7 (2), 328-331.
- Buia M.C., Gambi M.C., Dappiano M. 2004. Seagrass systems. Biologia Marina Mediterranea 10 (Suppl.), 133-183.
- Buia M.C., Silvestre F., Iacono G., Tiberti L. 2005. Identificazione delle biocenosi di maggior pregio ambientale al fine della classificazione della qualità delle acque costiere. Metodologie per il rilevamento e la classificazione dello stato di qualità ecologico e chimico delle acque, con particolare riferimento all'applicazione del decreto legislativo 152/99. APAT, Rome, 269-303.
- Burgos E., Montefalcone M., Ferrari M., Paoli C., Vassallo P., Morri C., Bianchi C.N. 2017. Ecosystem functions and economic wealth: trajectories of change in seagrass meadows. Journal of Cleaner Production 168, 1108-1119.
- Ciraolo G., Cox E., La Loggia G., Maltese A. 2006. The classification of submerged vegetation using hyperspectral MIVIS data. Annals of Geophysics 49 (1), 287-294.
- Clabaut P., Augris C., Morvan L., Pasqualini V., Pergent G., Pergent-Martini C. 2006. Les fonds marins de Corse. Cartographie bio-morpho-sédimentaire par sonar à balayage latéral - Atlas de sonogrammes. Rapport Ifremer & Univ. Corse, N°GM 06-01, 78 p.

- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van der Belt M. 1997. The value of the World's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Dattola L., Rende S.F., Dominici R., Lanera P., Di Mento R., Scalise S., ... Aramini, G. 2018. Comparison of Sentinel-2 and Landsat-8 OLI satellite images vs. high spatial resolution images (MIVIS and WorldView-2) for mapping *Posidonia oceanica* meadows. In: Remote Sensing of the Ocean, Sea Ice, Coastal Waters, and Large Water Regions. International Society for Optics and Photonics 10784, 1078419.
- Dekker A., Brando V., Anstee J. 2006. Remote sensing of seagrass ecosystems: use of spaceborne and airborne sensors. In: Seagrasses: biology, ecology and conservation, Larkum A.W.D., Orth R.J., Duarte C.M. (Edits), Springer publ., Dordrecht, 347-35.
- Denis J., Hervé G., Deneux F., Sauzade D., Bonhomme P., Bernard G., Boudouresque C.F., Leriche A., Charbonnel E., Le Direac'h L. 2003. Guide méthodologique pour la cartographie des biocénoses marines. Volet N°1: l'herbier à *Posidonia oceanica*. Guide méthodologique. Agence de l'Eau, Région Provence Alpes-Côte d'Azur et DIREN PACA. IFREMER, GIS Posidonie & Centre d'Océanologie de Marseille, GIS Posidonie publ., 93 p.
- Descamp P., Holon F., Ballesta L. 2009. Microcartographie par télémétrie acoustique de 9 herbiers de posidonie pour le suivi de la qualité des masses d'eau côtières méditerranéennes françaises dans le cadre de la DCE. Contrat L'OEil Andromède/Agence de l'Eau, CRLR, CRPACA. Andromède publ., Montpellier, 59 p. + Annexes.
- Descamp P., Pergent G., Ballesta L., Foulquié M. 2005. Underwater acoustic positioning systems as tool for *Posidonia oceanica* beds survey. *C.R. Biologies* 328, 75-80.
- 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.
- Duarte C.M., Kirkman H. 2001. Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. In: Global Seagrass Research Methods, Short F.T., Coles R.G. (Edits), Elsevier publ., Amsterdam, 141-153.
- EEC. 1992. Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities. No L 206 of 22 July 1992.
- Fernandez-Torquemada Y., Diaz-Valdes M., Colilla F., Luna B., Sanchez-Lizaso J.L., Ramos-Espla A.A. 2008. Descriptors from *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in coastal waters of Valencia, Spain, in the context of the EU Water Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science* 65 (8), 1492-1497.
- Foden J., Brazier D.P. 2007. Angiosperms (seagrass) within the EU water framework directive: A UK perspective. *Marine Pollution Bulletin* 55 (1-6), 181-195.
- Fornes A., Basterretxea G., Orfila A., Jordi A., Alvarez A., Tintoré J. 2006. Mapping *Posidonia oceanica* from IKONOS. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 60 (5), 315-322.
- Frederiksen M., Krause-Jensen D., Holmer M., Laursen J.S. 2004. Longterm changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. *Aquatic Botany* 78, 167-181.
- Gaeckle J.L., Short F.T., Ibarra-Obando S.E., Meling-Lopez A.E. 2006. Sheath length as a monitoring tool for calculating leaf growth in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Aquatic Botany* 84 (3), 226-232.
- Gagnon P., Scheibling R.E., Jones W., Tully D. 2008. The role of digital bathymetry in mapping shallow marine vegetation from hyperspectral image data. *International Journal of Remote Sensing* 29 (3), 879-904.
- Giakoumi S., Sini M., Gerovasileiou V., Mazor T., Beher J., Possingham H.P., ... Karamanlidis A.A. 2013. Ecoregion-based conservation planning in the Mediterranean: dealing with large-scale heterogeneity. *PloS One* 8(10), e76449.

- Giovannetti E., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N., Albertelli G. 2008. Biomassa fogliare ed epifita in una prateria di *Posidonia oceanica* (Prelo, Mar Ligure): possibilità di determinazione tramite un metodo indiretto. Proceedings of the Italian Association of Oceanology and Limnology 19, 229-233.
- Giovannetti E., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N., Albertelli G. 2010. Early warning response of *Posidonia oceanica* epiphyte community to environmental alterations (Ligurian Sea, NW Mediterranean). Marine Pollution Bulletin 60, 1031-1039.
- Giraud G. 1977. Essai de classement des herbiers de *Posidonia oceanica* (Linné) Delile. Botanica Marina 20 (8), 487-491.
- Giraud G. 1979. Sur une méthode de mesure et de comptage des structures foliaires de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. Bulletin de Musée Histoire naturelle Marseille 39, 33-39.
- 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 (11), 1727-1733.
- Godet L., Fournier J., Toupoint N., Olivier F. 2009. Mapping and monitoring intertidal benthic habitats: a review of techniques and a proposal for a new visual methodology for the European coasts. Progress in Physical Geography 33 (3), 378-402.
- Green E., Short F. 2003. World Atlas of Seagrass. University of California Press, Los Angeles, 298 p.
- Greene A., Rahman A.F., Kline R., Rahman M.S. 2018. Side scan sonar: a cost-efficient alternative method for measuring seagrass cover in shallow environments. Estuarine, Coastal and Shelf Science 207, 250-258.
- Hossain M.S., Bujang J.S., Zakaria M.H., Hashim M. 2015. The application of remote sensing to seagrass ecosystems: an overview and future research prospects. International Journal of Remote Sensing 36, 61-114.
- Karayali O. 2017. Evaluation of current status and change through time in some *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in the Ligurian Sea. Master thesis in Marine Science. Izmir Kâtip Çelebi University, Institute of Science, Izmir, 86 p.
- Kenny A.J., Cato I., Desprez M., Fader G., Schuttenhelm R.T.E., Side J. 2003. An overview of seabed-mapping technologies in the context of marine habitat classification. ICES Journal of Marine Science 60 (2), 411-418.
- Komatsu T., Igarashi C., Tatsukawa K., Sultana S., Matsuoka Y., Harada S. 2003. Use of multi-beam sonar to map seagrass beds in Otsuchi Bay on the Sanriku Coast of Japan. Aquatic Living Resources 16 (3), 223-230.
- Leriche A., Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Denis J. 2004. A one-century suite of seagrass bed maps: can we trust ancient maps? Estuarine, Coastal and Shelf Science 59 (2), 353-362.
- Lopez y Royo C., Casazza G., Pergent-Martini C., Pergent G. 2010b. A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters. Ecological Indicators 10 (2): 380-389.
- Lopez y Royo C., Pergent G., Alcoverro T., Buia M.C., Casazza G., Martínez-Crego B., Pérez M., Silvestre F., Romero J. 2010c. The seagrass *Posidonia oceanica* as indicator of coastal water quality: experimental intercalibration of classification systems. Ecological Indicators 11 (2), 557-563.
- Lopez y Royo C., Pergent G., Pergent-Martini C., Casazza G. 2010a. Seagrass (*Posidonia oceanica*) monitoring in western Mediterranean: implications for management and conservation. *Environmental Monitoring and Assessment* 171, 365-380.

- Lopez y Royo C., Silvestri C., Salivas-Decaux M., Pergent G., Casazza G. 2009. Application of an angiosperm-based classification system (BiPo) to Mediterranean coastal waters: using spatial analysis and data on metal contamination of plants in identifying sources of pressure. *Hydrobiologia* 633 (1), 169-179.
- Lyons M., Phinn S., Roelfsema C. 2011. Integrating Quickbird multi-spectral satellite and field data: mapping bathymetry, seagrass cover, seagrass species and change in Moreton Bay, Australia in 2004 and 2007. *Remote Sensing* 3 (1), 42-64.
- Marbà N., Díaz-Almela E., Duarte C.M. 2014. Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation* 176, 183-190.
- Mc Kenzie L.J., Finkbeiner M.A., Kirkman H. 2001. Methods for mapping seagrass distribution. In: Short F.T., Coles R.G. (Eds), *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Scientific Publishers B.V., Amsterdam, 101-122.
- McRoy C.P., McMillan C. 1977. Production ecology and physiology of seagrasses. In: *Seagrass ecosystems: a scientific prospective*, McRoy P.C., Helfferich C. (Edits.), Marcel Dekker, New York, 53-87.
- Meinesz A., Laurent R. 1978. Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-maritimes (France). *Campagne Poséidon 1976*. *Botanica Marina* 21 (8), 513-526.
- Meinesz A., Lefevre J.R., Astier J.M. 1991. Impact of coastal development on the infralittoral zone along the southeastern Mediterranean schore of continental France. *Marine Pollution Bulletin* 23, 343-347.
- MESH Projet. 2008. Guide de cartographie des habitats marins. RST - DYNECO/AG/07-21/JP, Ifremer, Centre de Brest, 74 p.
- Molinier R., Picard J. 1952. Recherches sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Annales de l'Institut Océanographique*, Paris 27 (3), 157-234.
- Montefalcone M., 2009. Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: a review. *Ecological Indicators* 9, 595-604
- Montefalcone M., Albertelli G., Bianchi C.N., Mariani M., Morri C. 2006. A new synthetic index and a protocol for monitoring the status of *Posidonia oceanica* meadows: a case study at Sanremo (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16, 29-42.
- Montefalcone M., Morri C., Peirano A., Albertelli G., Bianchi C.N. 2007. Substitution and phase-shift in *Posidonia oceanica* meadows of NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75 (1), 63-71.
- Montefalcone M., Parravicini V., Vacchi M., Albertelli G., Ferrari M., Morri C., Bianchi C.N. 2010. Human influence on seagrass habitat fragmentation in NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86, 292-298.
- Montefalcone M., Rovere A., Parravicini V., Albertelli G., Morri C., Bianchi C.N. 2013. Evaluating change in seagrass meadows: a time-framed comparison of Side Scan Sonar maps. *Aquatic Botany* 104, 204-212.
- Moreno D., Aguilera P.A., Castro H. 2001. Assessment of the conservation status of seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows: implications for monitoring strategy and the decision-making process. *Biological Conservation* 102, 325-332.
- Morri C. 1991. Presentation d'un indice synthétique pour l'évaluation de l'épiphytisme foliaire chez *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Posidonia Newsletter* 4 (1), 33-37.

- Mumby P.J., Edwards A.J. 2002. Mapping marine environments with IKONOS imagery: enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy. *Remote Sensing of Environment* 82 (2-3), 248-257.
- Mumby P., Hedley J., Chisholm J., Clark C., Ripley H., Jaubert J. 2004. The cover of living and dead corals from airborne remote sensing. *Coral Reefs* 23, 171-183.
- Orfanidis S., Papathanasiou V., Gounaris S., Theodosiou T. 2010. Size distribution approaches for monitoring and conservation of coastal *Cymodocea* habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20 (2), 177-188.
- Orth R.J., Carruthers T.J., Dennison W.C., Duarte C.M., Fourqurean J.W., Heck K.L., ..., Short F.T. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56 (12), 987-996.
- Paillard M., Gravez V., Clabaut P., Walker P., Blanc J., Boudouresque C.F., Belsher T., Ursheler F., Poydenot F., Sinnassamy J., Augris C., Peyronnet J., Kessler M., Augustin J., Le Drezen E., Prudhomme C., Raillard J., Pergent G., Hoareau A., Charbonnel E. 1993. Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var - France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne. Notice de présentation. Ifremer & GIS Posidonie Publ., 36 p.
- Pasqualini V. 1997. Caractérisation des peuplements et types de fonds le long du littoral corse (Méditerranée, France). Thèse de Doctorat in Ecologie Marine, Université de Corse, France, 172 p.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Clabaut P., Pergent G. 1998. Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side-scan sonar: application of the island of Corsica (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47, 359-367.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Fernandez C., Ferrat L., Tomaszewski J.E., Pergent G. 2006. Wetland monitoring : Aquatic plant changes in two Corsican coastal lagoons (Western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16 (1), 43-60.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G. 1999. Environmental impacts identification along the Corsican coast (Mediterranean sea) using image processing. *Aquatic Botany* 65, 311-320.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., Agreil M., Skoufas G., Sourbes L., Tsirika A. 2005. Use of SPOT 5 for mapping seagrasses: an application to *Posidonia oceanica*. *Remote Sensing Environment* 94, 39-45.
- Pergent G. 1990. Lepidochronological analysis of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: a standardised approach. *Aquatic Botany* 37, 39-54.
- Pergent G., Pergent-Martini C. 1995. Mise en œuvre d'un réseau de surveillance de la végétation marine en Méditerranée - Synthèse. Contract RA/SPA N°10/94, 25 p. + 10 p. Annexes.
- Pergent G., Bazairi H., Bianchi C.N., Boudouresque C.F., Buia M.C., Clabaut P., Harmelin-Vivien M., Mateo M.A., Montefalcone M., Morri C., Orfanidis S., Pergent-Martini C., Semroud R., Serrano O., Verlaque M. 2012. Les herbiers de Magnoliophytes marines de Méditerranée. Resilience et contribution à l'atténuation des changements climatiques. IUCN, Gland, Switzerland and Malaga, Spain, 80 p.
- Pergent G., Chessa L., Cossu A., Gazale V., Pasqualini V., Pergent-Martini C. 1995a. Aménagement du littoral: apport de la cartographie benthique. *Res Mediterranea* 2, 45-57.
- Pergent G., Leonardini R., Lopez Y Royo C., Mimault B., Pergent-Martini C. 2008. Mise en œuvre d'un réseau de surveillance Posidonies le long du littoral de la Corse - Rapport de synthèse 2004-2008. Contrat Office de l'Environnement de la Corse et GIS Posidonie Centre de Corse. GIS Posidonie Publ., Corte, France, 273 p.

- Pergent G., Monnier B., Clabaut P., Gascon G., Pergent-Martini C., Valette-Sansevin A. 2017. Innovative method for optimizing Side-Scan Sonar mapping: The blind band unveiled. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 194, 77-83.
- Pergent G., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F. 1995b. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée* 54, 3-29.
- Pergent G., Pergent-Martini C., Casalta B., Lopez y Royo C., Mimault B., Salivas-Decaux M., Short F. 2007. Comparison of three seagrass monitoring systems: SeagrassNet, "Posidonia" programme and RSP. Proceedings of the third Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Pergent-Martini C., El Asmi S., Le Ravallec C. (Edits), RAC/SPA publ., Tunis, 141-150.
- Pergent-Martini C., Leoni V., Pasqualini V., Ardizzone G.D., Balestri E., Bedini R., Belluscio A., Belsher T., Borg J., Boudouresque C.F., Boumaza S., Bouquegneau J.M., Buia M.C., Calvo S., Cebrian J., Charbonnel E., Cinelli F., Cossu A., Di Maida G., Dural B., Francour P., Gobert S., Lepoint G., Meinesz A., Molenaar H., Mansour H.M., Panayotidis P., Peirano A., Pergent G., Piazzì L., Pirrotta M., Relini G., Romero J., Sanchez-Lizaso J.L., Semroud R., Shembri P., Shili A., Tomasello A., Velimirov B. 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: use and application. *Ecological Indicators* 5, 213-230.
- Personnic S., Boudouresque C.F., Astruch P., Ballesteros E., Blouet S., Bellan-Santini D., ..., Pergent G. 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of a Mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *PloS One* 9 (6), e98994.
- UNEP/MAP. 2009. Rapport de la seizième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention sur la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et à ses Protocoles. Document de travail, Marrakech (Maroc), 3-5 Novembre 2009, PAM publ., UNEP(DEPI)/MED IG.19/8, 22 p. + Annexes.
- UNEP/MAP-Blue Plan. 2009. Etat de l'environnement et du développement en Méditerranée. RAC/SPA-Plan Bleu publ., Athènes, 212 p.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 1999. Plan d'action relatif à la conservation de la végétation marine de Méditerranée. RAC/SPA publ., Tunis, 47 p.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2005. Rapport d'évaluation de la mise en œuvre du plan d'action pour la conservation de la végétation marine en mer Méditerranée. Document de travail pour la septième réunion des points focaux nationaux pour les ASP, Séville (Espagne), 31 Mai-3 Juin 2005, RAC/SPA publ., Tunis, UNEP(DEC)/MED WG.268/6, 51 p. + Annexes.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2009. Rapport sur le projet MedPosidonia. Rais C., Pergent G., Dupuy de la Grandrive R., Djellouli A. (Edits), Document d'information pour la neuvième réunion des points focaux nationaux pour les ASP, Floriana – Malte, 3-6 Juin 2009, RAC/SPA publ., Tunis, UNEP(DEPI)/MED WG.331/Inf.11, 107 p. + Annexes.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2015. Guidelines for standardization of mapping and monitoring methods of Marine Magnoliophyta in the Mediterranean. Pergent-Martini C. (Ed.), RAC/SPA publ., Tunis, 48 p. + Annexes.
- UNEP/MAP-SPA/RAC, 2019. Report of the meeting of experts on the finalization of the classification of benthic marine habitat types for the Mediterranean region and the reference list of marine and coastal habitat types in the Mediterranean. SPA/RAC publ., Tunis, 49 p.
- Riegl B.M., Purkis S.J. 2005. Detection of shallow subtidal corals from IKONOS satellite and QTC View (50, 200 kHz) single-beam sonar data (Arabian Gulf; Dubai, UAE). *Remote Sensing of Environment* 95 (1), 96-114.

- Romero J., Martinez-Crego B., Alcoverro T., Pérez M. 2007. A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin* 55, 196-204.
- Salivas-Decaux M. 2009. Caractérisation et valorisation des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile et à *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson dans le bassin Méditerranéen. Thèse Doctorat in Ecologie Marine, Université de Corse, France, 168 p.
- Salivas-Decaux M., Bonacorsi M., Pergent G., Pergent-Martini C. 2010. Evaluation of the contamination of the Mediterranean sea based on the accumulation of trace-metals by *Posidonia oceanica*. Proceedings of the fourth Mediterranean symposium on marine vegetation (Hammamet, 2-4 December 2010). El Asmi S. (Ed.), RAC/SPA publ., Tunis, 120-124.
- Short F., Coles R.G. 2001 *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Science B.V. publ., Amsterdam, 473 p.
- Short F., McKenzie L.J., Coles R.G., Vidler K.P. 2002. *SeagrassNet – Manual for scientific monitoring of seagrass habitat*. Queensland Department of Primary Industries, QFS, Cairns, 56 p.
- Telesca L., Belluscio A., Criscoli A., Ardizzone G., Apostolaki E.T., Fraschetti S., ..., Alagna A. 2015. Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Scientific Reports* 5, 12505.
- Topouzelis K., Makri D., Stoupas N., Papakonstantinou A., Katsanevakis S. 2018. Seagrass mapping in Greek territorial waters using Landsat-8 satellite images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 67, 98-113.
- Vassallo P., Paoli C., Rovere A., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N. 2013. The value of the seagrass *Posidonia oceanica*: a natural capital assessment. *Marine Pollution Bulletin* 75, 157-167.
- Vacchi M., Montefalcone M., Bianchi C.N., Ferrari M. 2012. Hydrodynamic constraints to the seaward development of *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97, 58-65.
- Vacchi M., Montefalcone M., Schiaffino C.F., Parravicini V., Bianchi C.N., Morri C., Ferrari M. 2014. Towards a predictive model to assess the natural position of the *Posidonia oceanica* seagrass meadows upper limit. *Marine Pollution Bulletin* 83, 458-466.
- Waycott M., Duarte C.M., Carruthers T.J.B., Orth R.J., Dennison W.C., Olyarnik S., Calladine A., Fourqurean J.W., Heck Jr. K.L., Hughes A.R., Kendrick G.A., Kenworthy W.J., Short F.T., Williams S.L. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106, 12377-12381.
- Zucchetta M., Venier C., Taji M.A., Mangin A., Pastres R. 2016. Modelling the spatial distribution of the seagrass *Posidonia oceanica* along the North African coast: Implications for the assessment of Good Environmental Status. *Ecological Indicators* 61, 1011-1023.

**Annex 1 – Grilles d’interprétation en cinq classes de quelques descripteurs de l’herbier à *Posidonia oceanica***

**Herbier (Niveau de la population)**

Type de limite inférieure (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009)

|                | Très bonne  | Bonne      | Moyenne    | Médiocre   | Mauvaise   |
|----------------|-------------|------------|------------|------------|------------|
| <b>L. inf.</b> | Progressive | Franche R+ | Franche R- | Clairsemée | Régressive |

| Type de limite                            | Caractéristiques principales  |
|---|---|
| <b>Progressive</b>                        | Présence de rhizomes plagiotropes en avant de la limite             |
| <b>Franche – Fort recouvrement (R+)</b>   | Limite nette présentant un recouvrement supérieur à 25%             |
| <b>Franche – Faible recouvrement (R-)</b> | Limite nette présentant un recouvrement inférieur à 25%             |
| <b>Clairsemée</b>                         | Densité inf. à 100 faiscs./m <sup>2</sup> , recouvrement inf. à 15% |
| <b>Régressive</b>                         | Présence de mattes mortes en avant de la limite                     |

Profondeur de la limite inférieure (en m ; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009)

|                | Très bonne | Bonne       | Moyenne     | Médiocre    | Mauvaise |
|----------------|------------|-------------|-------------|-------------|----------|
| <b>L. inf.</b> | > 34.2     | 34.2 à 30.4 | 30.4 à 26.6 | 26.6 à 22.8 | < 22.8   |

Recouvrement de l’herbier (en pourcentage ; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009)

|                | Très bonne | Bonne     | Moyenne   | Médiocre  | Mauvaise |
|----------------|------------|-----------|-----------|-----------|----------|
| <b>L. inf.</b> | > 35%      | 35% à 25% | 25% à 15% | 15% à 5%8 | < 5%     |

Densité de l'herbier (nombre de faisceaux par m<sup>2</sup>) (Pergent-Martini et al., 2005)

| Profondeur<br>(en m) | Très Bonne | Bonne      | Moyenne   | Médiocre  | Mauvaise |
|----------------------|------------|------------|-----------|-----------|----------|
| 1                    | > 1133     | 1133 à 930 | 930 à 727 | 727 à 524 | < 524    |
| 2                    | > 1067     | 1067 à 863 | 863 à 659 | 659 à 456 | < 456    |
| 3                    | > 1005     | 1005 à 808 | 808 à 612 | 612 à 415 | < 415    |
| 4                    | > 947      | 947 à 757  | 757 à 567 | 567 à 377 | < 377    |
| 5                    | > 892      | 892 à 709  | 709 à 526 | 526 à 343 | < 343    |
| 6                    | > 841      | 841 à 665  | 665 à 489 | 489 à 312 | < 312    |
| 7                    | > 792      | 792 à 623  | 623 à 454 | 454 à 284 | < 284    |
| 8                    | > 746      | 746 à 584  | 584 à 421 | 421 à 259 | < 259    |
| 9                    | > 703      | 703 à 547  | 547 à 391 | 391 à 235 | < 235    |
| 10                   | > 662      | 662 à 513  | 513 à 364 | 364 à 214 | < 214    |
| 11                   | > 624      | 624 à 481  | 481 à 338 | 338 à 195 | < 195    |
| 12                   | > 588      | 588 à 451  | 451 à 314 | 314 à 177 | < 177    |
| 13                   | > 554      | 554 à 423  | 423 à 292 | 292 à 161 | < 161    |
| 14                   | > 522      | 522 à 397  | 397 à 272 | 272 à 147 | < 147    |
| 15                   | > 492      | 492 à 372  | 372 à 253 | 253 à 134 | < 134    |
| 16                   | > 463      | 463 à 349  | 349 à 236 | 236 à 122 | < 122    |
| 17                   | > 436      | 436 à 328  | 328 à 219 | 219 à 111 | < 111    |
| 18                   | > 411      | 411 à 308  | 308 à 204 | 204 à 101 | < 101    |
| 19                   | > 387      | 387 à 289  | 289 à 190 | 190 à 92  | < 92     |
| 20                   | > 365      | 365 à 271  | 271 à 177 | 177 à 83  | < 83     |
| 21                   | > 344      | 344 à 255  | 255 à 165 | 165 à 76  | < 76     |
| 22                   | > 324      | 324 à 239  | 239 à 154 | 154 à 69  | < 69     |
| 23                   | > 305      | 305 à 224  | 224 à 144 | 144 à 63  | < 63     |
| 24                   | > 288      | 288 à 211  | 211 à 134 | 134 à 57  | < 57     |
| 25                   | > 271      | 271 à 198  | 198 à 125 | 125 à 52  | < 52     |
| 26                   | > 255      | 255 à 186  | 186 à 117 | 117 à 47  | < 47     |
| 27                   | > 240      | 240 à 175  | 175 à 109 | 109 à 43  | < 43     |
| 28                   | > 227      | 227 à 164  | 164 à 102 | 102 à 39  | < 39     |
| 29                   | > 213      | 213 à 154  | 154 à 95  | 95 à 36   | < 36     |
| 30                   | > 201      | 201 à 145  | 145 à 89  | 89 à 32   | < 32     |
| 31                   | > 189      | 189 à 136  | 136 à 83  | 83 à 30   | < 30     |
| 32                   | > 179      | 179 à 128  | 128 à 77  | 77 à 27   | < 27     |
| 33                   | > 168      | 168 à 120  | 120 à 72  | 72 à 24   | < 24     |
| 34                   | > 158      | 158 à 113  | 113 à 68  | 68 à 22   | < 22     |
| 35                   | > 149      | 149 à 106  | 106 à 63  | < 63      |          |
| 36                   | > 141      | 141 à 100  | 100 à 59  | < 59      |          |
| 37                   | > 133      | 133 à 94   | 94 à 55   | < 55      |          |
| 38                   | > 125      | 125 à 88   | 88 à 52   | < 52      |          |
| 39                   | > 118      | 118 à 83   | 83 à 48   | < 48      |          |
| 40                   | > 111      | 111 à 78   | 78 à 45   | < 45      |          |

Rhizomes plagiotropes (en pourcentage ; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009)

|         | Très bonne | Bonne     | Moyenne | Médiocre | Mauvaise |
|---------|------------|-----------|---------|----------|----------|
| L. inf. | > 70%      | 70% à 30% | < 30%   |          |          |

**La plante (au niveau d'individu)**

Surface foliaire (en cm<sup>2</sup> par faisceau), entre Juin et Juillet (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009)

|       | Très bonne | Bonne     | Moyenne   | Médiocre  | Mauvaise |
|-------|------------|-----------|-----------|-----------|----------|
| -15 m | > 362      | 362 à 292 | 292 à 221 | 221 à 150 | < 150    |

Nombre de feuilles par an (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009b)

|       | Très bonne | Bonne     | Moyenne   | Médiocre  | Mauvaise |
|-------|------------|-----------|-----------|-----------|----------|
| -15 m | > 8.0      | 8.0 à 7.5 | 7.5 à 7.0 | 7.0 à 6.5 | < 6.5    |

Vitesse de croissance des rhizomes (en mm par an ; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009b)

|       | Très bonne | Bonne  | Moyenne | Médiocre | Mauvaise |
|-------|------------|--------|---------|----------|----------|
| -15 m | > 11       | 11 à 8 | 8 à 5   | 5 à 2    | < 2      |

**Physiologique ou cellulaire : eutrophisation**

Teneur en azote dans les feuilles adultes (en pourcentage, entre juin et juillet ; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009b)

|              | <b>Très bonne</b> | <b>Bonne</b> | <b>Moyenne</b> | <b>Médiocre</b> | <b>Mauvaise</b> |
|--------------|-------------------|--------------|----------------|-----------------|-----------------|
| <b>-15 m</b> | < 1.9%            | 1.9% à 2.4%  | 2.4% à 3.0%    | 3.0% à 3.5%     | > 3.5%          |

Matière organique du sédiment (en pourcentage, fraction 0.063 mm ; (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009b)

|              | <b>Très bonne</b> | <b>Bonne</b> | <b>Moyenne</b> | <b>Médiocre</b> | <b>Mauvaise</b> |
|--------------|-------------------|--------------|----------------|-----------------|-----------------|
| <b>-15 m</b> | < 2.5%            | 2.5% à 3.5%  | 3.5% à 4.6%    | 4.6% à 5.6%     | > 5.6%          |

**Physiologique ou cellulaire : contamination du milieu**

Concentration en Argent (mg par g poids sec), limbe des feuilles adultes, entre Juin et Juillet (Salivas-Decaux, 2009)

|              | <b>Très bonne</b> | <b>Bonne</b> | <b>Moyenne</b> | <b>Médiocre</b> | <b>Mauvaise</b> |
|--------------|-------------------|--------------|----------------|-----------------|-----------------|
| <b>-15 m</b> | < 0.08            | 0.08 à 0.22  | 0.23 à 0.36    | 0.37 à 0.45     | > 0.45          |

Concentration en Cadmium (mg par g poids sec), limbe des feuilles adultes, entre Juin et Juillet (Salivas-Decaux, 2009)

|              | <b>Très bonne</b> | <b>Bonne</b> | <b>Moyenne</b> | <b>Médiocre</b> | <b>Mauvaise</b> |
|--------------|-------------------|--------------|----------------|-----------------|-----------------|
| <b>-15 m</b> | < 1.88            | 1.88 à 2.01  | 2.02 à 2.44    | 2.45 à 2.84     | > 2.84          |

Concentration en Mercure (mg par g poids sec), limbe des feuilles adultes, entre Juin et Juillet (Salivas-Decaux, 2009)

|              | <b>Très bonne</b> | <b>Bonne</b>  | <b>Moyenne</b> | <b>Médiocre</b> | <b>Mauvaise</b> |
|--------------|-------------------|---------------|----------------|-----------------|-----------------|
| <b>-15 m</b> | < 0.051           | 0.051 à 0.064 | 0.065 à 0.075  | 0.075 à 0.088   | > 0.088         |

Concentration en Plomb (mg par g poids sec), limbe des feuilles adultes, entre Juin et Juillet (Salivas-Decaux, 2009)

|              | <b>Très bonne</b> | <b>Bonne</b> | <b>Moyenne</b> | <b>Médiocre</b> | <b>Mauvaise</b> |
|--------------|-------------------|--------------|----------------|-----------------|-----------------|
| <b>-15 m</b> | < 1.17            | 1.17 à 1.43  | 1.44 à 1.80    | 1.81 à 3.23     | > 3.23          |

## **2. Lignes directrices pour la surveillance des bioconstructions coralligènes et autres bioconstructions calcaires en Méditerranée**

## **Table de matières**

|   |  |
|---|--|
| Introduction.....   |  |
| Méthodes de surveillance .....  |  |
| a) INDICATEUR COMMUN 1: Aire de répartition et étendue de l'habitat.....  |  |
| b) INDICATEUR COMMUN 2: Etat des espèces et des communautés typiques de l'habitat.....  |  |
| Observations finales.....   |  |
| References.....   |  |
| Annexe 1 : Liste des espèces principales à considérer dans l'inventaires et la surveillance de coralligènes et autres bioconstructions..... |  |

## Introduction

Les formations calcaires d'origine biogénique de la mer Méditerranée sont représentées par les récifs coralligènes, les récifs vermétides, les coraux d'eau froide, les concrétions/trottoirs *Lithophyllum byssoides*, les bancs formés par les coraux *Cladocora caespitosa* ou *Astroides calycularis*, *sabellariid* et *serpulid wals*. Parmi eux, les récifs coralligènes (Fig. 1) et les fonds marins de rhodolithes (Fig. 2) sont les deux habitats bioconstruits les plus typiques et les plus importants qui se développent dans la zone circalittorale de la méditerranée, constitués de structures d'algues coralliennes poussant dans des conditions de lumière faible dont les méthodes d'inventaire et de cartographie, ainsi que les protocoles de surveillance, manquent toujours d'homogénéité et de normalisation.



Figure 1 : Habitat coralligène (images de Simone Musumeci, Monica Montefalcone).

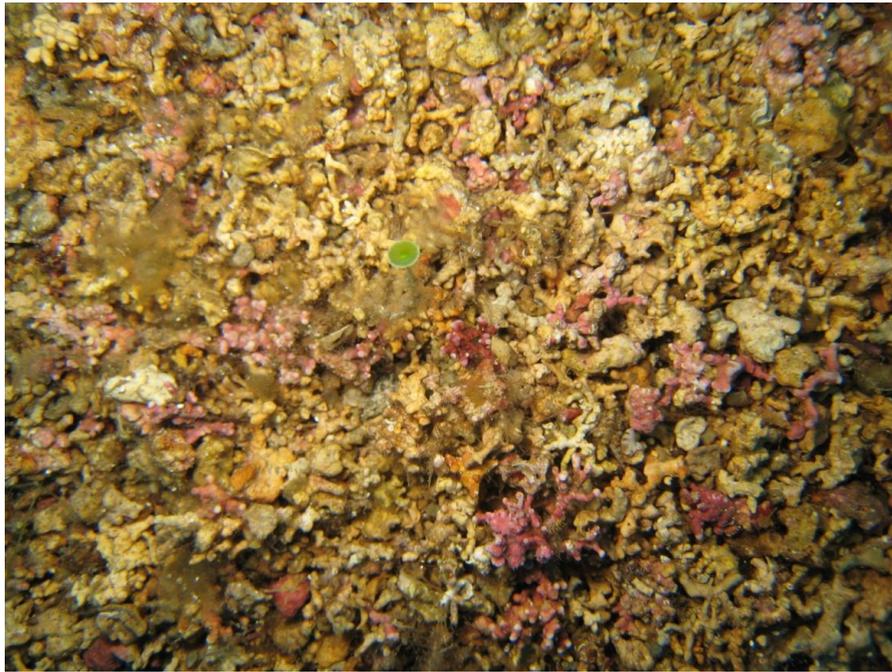


Figure 2 : Habitat des rhodolithes (photo tirée du UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

Les bioconstructions les plus importantes et les plus répandues en Méditerranée sont les récifs coralligènes (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008), habitat endémique et caractéristique considéré comme la biocénose climacique de la zone circalittorale (Pérès et Picard, 1964). Le coralligène se caractérise par une richesse en espèces, une biomasse et des dépôts de carbonate comparables à ceux des récifs coralliens tropicaux (Bianchi, 2001) et des valeurs économiques supérieures à celles des herbiers marins (Cánovas Molina et al., 2014). La construction de récifs coralligènes a commencé lors de la transgression post-Würm, il y a environ 15 000 ans, et se développe sur des fonds rocheux et biodétritiques dans des conditions relativement constantes de température, de courants et de salinité.

Deux principales typologies coralligènes peuvent être définies : coralligène poussant sur les roches circalittorales (falaises ou affleurements) et coralligène se développant sur des fonds mous / détritiques circalittoraux créant des plateformes biogéniques (Piazzini et al., 2019b). La structure coralligène résulte de l'équilibre dynamique entre la bioconstruction, principalement constituée de *Rhodophyte* calcifié encroûtant appartenant aux *Corallinales* et aux *Peyssonneliales* (comme les genres *Lithophyllum*, *Lithothamnion*, *Mésophyllum*, *Néogoniolithon* et *Peyssonnelia*), avec la contribution accessoire de *Serpulid poly Bursa* ), et les processus de destruction (par les foreurs et l'abrasion physique), qui créent un habitat morphologiquement complexe où se développent des assemblages benthiques très divers (Ballesteros, 2006). La lumière représente le principal facteur limitant la bioconstruction, et les récifs coralligènes peuvent se développer dans des conditions de lumière faible (<3% de l'éclairement énergétique de la surface), de 20 m à 120 m de profondeur. La zone mésophotique supérieure (où la lumière est toujours présente, de 40 à 120 m de profondeur), englobant le plateau continental, est façonnée par des assemblages coralligènes extrêmement riches et diversifiés, dominés par des forêts animales qui se développent sur des récifs rocheux biogéniques.

Les lits de rhodolithes sont composés d'une épaisseur variable d'agrégations libres de thalles vivants et morts d'algues rouges calcaires (principalement de *Corallinales* mais également de *Peyssonneliales*) et de leurs fragments, créant ainsi un habitat tridimensionnel biogénique, instable, typiquement exposé aux courants de fond, qui recèle une plus grande biodiversité par rapport aux habitats environnants et est donc considéré comme un indicateur du point chaud de la biodiversité. Ils se produisent principalement sur les fonds détritiques côtiers de la zone mésophotique supérieure, entre 40 et 60 m de profondeur (Basso et al., 2016). Les rhodolithes sont fabriqués par des organismes à croissance lente et peuvent vivre longtemps (> 100 ans) (Riosmena-Rodríguez et Nelson, 2017). Ces algues peuvent présenter une apparence ramifiée ou laminaire, elles peuvent parfois se développer sous forme de nodules couvrant toute la surface du fond marin ou s'accumuler au sein de marques

ondulées. Dans la littérature, les termes rhodolithes et maërl sont souvent utilisés comme synonymes (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2009). Maërl est le terme d'origine atlantique désignant les dépôts d'algues calcifiées non nucléées composées principalement de *Phymatolithon calcareum* et de *Lithothamnion corallioides*. Les rhodolithes sont conçus comme des nodules non liés formés par les algues rouges calcaires et leurs croissances, présentant un spectre continu de formes avec des tailles allant de 2 à 250 mm de diamètre moyen. Ainsi, les couches de rhodolithes incluent également les couches de maërl et de *Peyssonnelia* calcaires, mais le contraire n'est pas vrai (Basso et al., 2016). Le lit de rhodolithes est recommandé comme nom générique pour indiquer les fonds sédimentaires caractérisés par toute morphologie et espèce d'algue rouge calcaire non géciculée non liée avec > 10% de couverture vivante (Basso et al., 2016). Le nom maërl devrait être limité aux lits de rhodolithes composés d'algues non nucléées et non fixées d'algues corallines ramifiées.

Les récifs coralligènes fournissent différents services écosystémiques à l'homme (Paoli et al., 2017), mais sont vulnérables aux impacts mondiaux ou locaux. Le coralligène est menacé par des activités humaines directes, telles que le chalutage, la plongée de plaisance et l'exploitation illégale d'espèces protégées, et est également vulnérable aux effets indirects du changement climatique (par exemple, anomalies thermiques positives et acidification des océans) (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008). Certaines espèces d'algues envahissantes (par exemple, *Womersleyella setacea*, *Acrothamnion preissii*, *Caulerpa cylindracea*) peuvent également constituer une grave menace pour ces communautés, soit en formant des tapis denses, soit en augmentant le taux de sédimentation.

Malgré la présence de nombreuses espèces à haute valeur écologique (dont certaines sont également protégées légalement, par exemple *Savalia savaglia*, *Spongia officinalis*), Les récifs coralligènes ne figuraient pas parmi les habitats prioritaires définis par la directive de l'UE sur les habitats (92/43 / CEE), même s'ils peuvent être inclus dans l'habitat «1170 Récifs» de la directive et également dans la convention de Berne. Cela implique que la bio-construction méditerranéenne la plus importante reste toujours sans protection formelle puisqu'elle n'est pas incluse dans la liste des sites d'intérêt communautaire (SIC). Quelques années après l'adoption de la directive sur l'habitat, les récifs coralligènes figuraient parmi les «types d'habitats spéciaux» nécessitant une protection rigoureuse en vertu du Protocole pour les zones de protection spéciale (SPA/BIO) de la Convention de Barcelone pour la conservation de la biodiversité en Méditerranée (1995). Ce n'est que récemment, dans le cadre du "Plan d'Action pour la Conservation des Coralligènes et autres Bio-Constructions méditerranéennes" (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008) adopté par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone en 2008, que Barcelone a encouragé la conservation des assemblages coralligènes par la mise en place d'aires marines protégées et a souligné la nécessité de programmes standardisés de surveillance. Le coralligène a également été inclus dans la liste rouge européenne des habitats marins, où il est classé dans la catégorie « données insuffisantes » (Gubbay et al., 2016), démontrant ainsi le besoin urgent d'investigations approfondies et de plans de surveillance précis. La même année, la Directive-Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin (MSFD, 2008/56/EC) a inclus «l'intégrité des fonds marins» parmi les descripteurs à estimer pour évaluer le bon état de l'environnement marin. Les structures biogéniques, telles que les récifs coralligènes, ont ainsi été reconnues comme des indicateurs biologiques importants de la qualité de l'environnement.

De même, les fonds marins des rhodolithes sont susceptible d'être endommagés par le dragage, les ancres lourdes et les chaînes de mouillage, ainsi que par la hausse des températures et l'acidification des océans. *Phymatolithon calcareum* et *Lithothamnion corallioides*, deux espèces constituant le maërl, sont protégés par la directive européenne «Habitats» (92/43/CEE) de l'annexe V et, à certains endroits, le maërl est également un habitat essentiel de la liste des habitats de l'annexe I de la directive, et est donc protégé par la désignation de zones spéciales de conservation. De plus, un plan spécial pour la protection juridique des rhodolithes méditerranéens a été adopté dans le cadre du «Plan d'Action pour la conservation des coralligènes et autres bio-constructions méditerranéennes» (PNUE/PAM-RAC/SPA, 2008). Les fonds marins de rhodolithes ont également été inclus dans les sites Natura 2000 et dans la liste rouge des habitats menacés de la méditerranée.

Le plan d'action (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008) a identifié de nombreuses actions prioritaires pour ces deux habitats benthiques, qui concernent principalement :

- (i) L'accroissement des connaissances sur la répartition (compilation des informations existantes, réalisation d'activités sur le terrain dans de nouveaux sites ou dans des sites présentant un intérêt particulier) et la composition (liste d'espèces) de ces habitats.
- (ii) La mise en place d'un protocole de surveillance spatio-temporel standardisé pour les habitats de coralligènes et de rhodolithes.

Des informations détaillées sur la répartition géographique de l'habitat et les étendues bathymétriques sont des connaissances préalables à une utilisation durable des zones côtières marines. Les cartes de répartition des coralligènes et des rhodolithes constituent donc un préalable fondamental à toute action de conservation de ces habitats. Les connaissances scientifiques concernant plusieurs aspects des concrétions biogéniques (taxonomie, processus, fonctionnement, relations biotiques et dynamiques) augmentent actuellement, mais elles sont encore loin des connaissances que nous avons d'autres écosystèmes côtiers, tels que les herbiers, les récifs rocheux peu profonds côtiers, etc. L'une des principales lacunes concernant l'état actuel des connaissances sur les habitats coralligènes et les rhodolithes est le peu d'études spatio-temporelles sur leur répartition géographique et en profondeur aux niveaux régional et du bassin. Ces informations sont essentielles pour connaître l'étendue réelle de ces habitats en mer Méditerranée et mettre en œuvre les mesures de gestion appropriées pour garantir leur conservation (PNUE/PAM- RAC/SPA, 2008). L'inventaire et la surveillance des coralligènes et des rhodolithes soulèvent plusieurs problèmes, en raison de leur grande distribution bathymétrique, des contraintes d'échantillonnage qui en résultent et de leur accessibilité souvent limitée, de leur hétérogénéité et du manque de protocoles normalisés utilisés par différentes équipes travaillant dans ce domaine. Les restrictions opérationnelles imposées par la plongée sous-marine (Gatti et al., 2012 et leurs références) réduisent la quantité de données collectées au cours de chaque plongée et augmentent l'effort d'échantillonnage. S'il existe des protocoles pour l'inventaire et la surveillance de l'habitat coralligène, les méthodes courantes de surveillance des rhodolithes sont comparativement moins documentées.

Répondant au besoin de guides pratiques visant à harmoniser les méthodes existantes de surveillance des habitats bioconstruits et à la comparaison ultérieure des résultats obtenus par différents pays, les Parties contractantes ont demandé au Centre d'Activité Régionale pour les aires spécialement protégées (SPA/RAC) d'améliorer les outils d'inventaire existants et de proposer une standardisation des techniques de cartographie et de surveillance pour les coralligènes et les rhodolithes. Ainsi, les principales méthodes utilisées en méditerranée pour l'inventaire et la surveillance des bioconstructions coralligènes et autres ont été résumées dans les «Méthodes standard pour l'inventaire et la surveillance des assemblages de coralligènes et de rhodolithes» (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015). Ces directives de surveillance ont été la base du processus d'actualisation et d'harmonisation entrepris dans le présent document.

Pour la cartographie des habitats coralligènes et autres habitats bioconstruits, les précédentes directives (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) ont mis en évidence les principales conclusions suivantes :

- Si la plongée sous-marine est souvent utilisée pour cartographier de petites zones, elle devient inappropriée lorsque la zone d'étude et/ou la profondeur augmentent (profondeur > 40 m)
- L'utilisation de méthodes de levé acoustique (sonar à balayage latéral ou multifaisceaux) ou de systèmes d'observation sous-marine (ROV, caméra remorquée) devient alors nécessaire. Cependant, les techniques acoustiques doivent toujours être intégrées et vérifiées par un grand nombre de données «de terrain» sous-marines.

Pour surveiller l'état des habitats coralligènes et des autres habitats bioconstruits, les précédentes directives (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) ont mis en évidence les principales conclusions suivantes :

- L'évaluation de l'état des populations dépend fortement de l'échelle de travail et de la résolution demandée. Les activités de surveillance reposent principalement sur la plongée sous-marine mais, compte tenu des contraintes énumérées ci-dessus, il convient également de prendre en compte d'autres outils d'investigation (ROV, caméra tractée, par exemple), car cela permet une surveillance avec moins de précision mais sur des zones plus étendues.

- Bien que l'utilisation de photographies ou de vidéos sous-marines puisse être pertinente, le recours à des spécialistes en taxonomie, possédant une bonne expérience de la plongée sous-marine, est souvent essentiel compte tenu de la complexité de cet habitat. S'il est possible d'estimer l'abondance ou la couverture à l'aide d'indices normalisés, les caractérisations détaillées nécessitent souvent l'utilisation de cadres carrés (quadrates), de transects, voire même de la suppression de tous les organismes présents sur une surface donnée. La présence d'individus cassés, de nécroses sont autant de facteurs à prendre en compte pour la description précise du site.
- La surveillance de l'habitat coralligène commence par la réalisation d'une micro-cartographie, suivie de l'application de descripteurs et/ou d'indices écologiques. Cependant, ces descripteurs varient considérablement d'une équipe à l'autre, ainsi que leur protocole de mesure.
- La surveillance de l'habitat des rhodolithes peut être réalisée en plongée sous-marine, mais l'observation à l'aide de caméras ROV ou remorquées et la collecte d'échantillons à l'aide de dragues, de préhenseurs ou de carottiers sont privilégiées en raison de la plus grande homogénéité de ces populations. Cependant, il n'y a pas encore de méthode standardisée largement acceptée à ce jour pour surveiller les rhodolithes, car l'action de l'hydrodynamique peut provoquer un déplacement de ces habitats sur le fond marin.

Sur la base des recommandations de la précédente réunion du groupe des PC, le CAR/ASP a été chargé d'élaborer une version actualisée des directives pour la surveillance des habitats coralligènes et autres habitats bioconstruits en Méditerranée (UNEP/MAP- CAR/ASP, 2015), dans le contexte de l'Indicateur commun du programme IMAP et afin de faciliter la tâche des gestionnaires des AMP lors de la mise en œuvre de leurs programmes de surveillance. Une revue de la littérature scientifique, tenant compte des techniques les plus récentes et des travaux récents réalisés par la communauté scientifique au niveau international, a également été réalisée. Si des protocoles standardisés de cartographie et de suivi des herbiers marins existent et sont bien mis en œuvre et qu'un certain nombre d'indices écologiques ont déjà été validés et étalonnés entre différentes régions, il n'en va pas de même pour les habitats de coralligènes et de rhodolithes. Ce document décrit un certain nombre de descripteurs «minimaux» à prendre en compte pour l'inventaire et la surveillance des populations de coralligènes et de rhodolithes en Méditerranée. Les principales méthodes adoptées pour leur surveillance, ainsi que leurs avantages, restrictions et conditions d'utilisation, sont exposés. Certaines des méthodes de surveillance existantes du coralligène ont déjà été comparées ou étalonnées, et sont brièvement présentées. Enfin, une méthode standardisée récemment proposée pour la surveillance coralligène est décrite.

## **Méthodes de surveillance**

### **a) INDICATEUR COMMUN 1 : Aire de répartition et étendue de l'habitat**

#### *Approche*

L'IC1 vise à fournir des informations sur la zone géographique dans laquelle se trouvent les habitats de coralligènes et de rhodolithes en Méditerranée et sur l'étendue totale des surfaces couvertes. En suivant la procédure globale suggérée pour la cartographie des herbiers marins en Méditerranée, trois étapes principales peuvent également être identifiées pour la cartographie des bioconstructions (se référer aux «Lignes directrices pour la surveillance de la végétation marine en Méditerranée» dans ce document pour les détails principaux) :

- 1) La planification initiale, qui inclut la définition des objectifs afin de sélectionner la surface minimale à cartographier et la résolution, les outils et les équipements nécessaires
- 2) Le levé sur le terrain est la phase pratique pour la collecte de données, la phase la plus coûteuse car elle nécessite généralement des activités sur le terrain.
- 3) Le traitement et l'interprétation des données nécessitent des connaissances et de l'expérience pour garantir que les données collectées soient utilisables et fiables.

#### *Résolution*

Les mesures de l'étendue totale de l'habitat peuvent être soumises à une grande variabilité, la valeur finale étant influencée par les méthodes utilisées pour obtenir des cartes et par la résolution à la fois lors de l'acquisition des données et de la restitution cartographique finale. La sélection d'une échelle appropriée est une étape critique de la phase de planification initiale (Mc Kenzie et al., 2001). Lorsque des grandes surfaces doivent être cartographiées et des levés globaux effectués, une précision moyenne et un niveau de détail inférieur peuvent être acceptés, ce qui signifie que la répartition de l'habitat et la définition de ses limites d'extension ne sont souvent qu'indicatives. Lorsque des zones plus petites doivent être cartographiées, une précision et un niveau de résolution beaucoup plus élevés sont nécessaires et sont facilement réalisables, grâce aux techniques de cartographie haute résolution disponibles à ce jour. Cependant, obtenir des cartes détaillées prend du temps et est coûteux, il est donc pratiquement impossible lorsque le temps ou les ressources sont limités (Giakoumi et al., 2013). Ces cartes détaillées fournissent une localisation précise de la distribution de l'habitat et une définition précise de ses limites d'extension et de l'étendue totale de l'habitat, toutes les caractéristiques nécessaires aux fins de contrôle et de surveillance futurs sur une période donnée. Ces échelles à haute résolution sont également utilisées pour sélectionner des sites manifestes où les actions de surveillance doivent être concentrées.

Une échelle de 1 : 10000 est le meilleur choix pour cartographier les lits de rhodolithes au niveau régional. À cette échelle, il est possible de délimiter des superficies jusqu'à 500 m<sup>2</sup> environ, ce qui constitue un bon compromis entre la délimitation précise des lits de rhodolithes et l'effort d'étude au niveau régional. Inversement, une échelle égale à 1 : 1000 (ou plus) est suggérée pour les études de suivi détaillées de gisements sélectionnés de rhodolithes, où la définition de la surface et les limites des rhodolithes devraient être localisées et surveillées avec plus de précision dans le temps. Deux lits de rhodolithes adjacents sont considérés comme séparés si, en tout point de leurs limites, une distance minimale de 200 m est atteinte (Basso et al., 2016).

Bien que nous ayons une connaissance générale de la composition et de la répartition des habitats coralligènes et des rhodolithes en Méditerranée (Ballesteros, 2006 ; UNEP/MAP-RAC/SPA, 2009; Relini, 2009 ; Relini et Giaccone, 2009), la rareté des données cartographiques à une petite échelle de la distribution générale de ces habitats sont l'une des plus grandes lacunes du point de vue de la conservation. Un premier résumé de Agnesi et al. (2008) a souligné la rareté des données cartographiques disponibles, avec moins de 50 cartographies répertoriées pour le bassin méditerranéen au cours de cette période. La plupart des cartes disponibles sont récentes (moins de dix ans) et géographiquement disparates, principalement pour le bassin nord-ouest. Une autre étude récente (Martin et al., 2014) a mis en évidence la présence de quelques ensembles de données sur la répartition des fonds coralligènes dans les récifs coralligènes et les rhodolithes, provenant de 17 pays méditerranéens, la plupart d'entre eux étant hétérogènes et dotés de légendes non standardisées, même dans le même pays.

Deux cartes d'ensemble montrant la répartition des habitats coralligène (Giakoumi et al., 2013) (Fig. 3) et maërl (Martin et al., 2014) (Fig. 4) en méditerranée ont été produites sur la base des informations disponibles. Les habitats coralligènes couvrent une superficie d'environ 2763 km<sup>2</sup> dans 16 pays méditerranéens, à savoir, l'Albanie, l'Algérie, la Croatie, Chypre, la France, la Grèce, l'Italie, Israël, le Liban, la Libye, Malte, Monaco, le Maroc, l'Espagne, la Tunisie et la Turquie. Toutes les autres écorégions présentaient une couverture inférieure, la mer d'Alboran étant la plus basse. Des données très limitées ont été trouvées sur la présence de formations coralligènes sur les côtes sud et est de la mer Levantine. Les informations étaient nettement plus nombreuses pour le nord que pour le sud de la méditerranée. La mer Adriatique et la mer Égée ont présenté la plus grande couverture en termes de présence de formations coralligènes, suivies de la mer Tyrrhénienne et du bassin algéro-provençal. Cette distribution inégale des données sur la distribution coralligène en Méditerranée ne dépend pas seulement de l'effort de recherche investi ou de la disponibilité des données, mais dépend également de l'hétérogénéité géomorphologique du littoral et des fonds marins de la méditerranée : le bassin nord englobe 92,3% du littoral rocheux méditerranéen, tandis que les régions du sud et de l'extrême sud-est sont dominées par des côtes sableuses (Giakoumi et al., 2013 et leurs références). Par conséquent, la vaste répartition des coralligènes dans les mers Adriatique, Égée et Tyrrhénienne est étroitement liée à

la présence de côtes rocheuses étendues dans ces régions, l'Italie, la Grèce et la Croatie couvrant 74% des côtes rocheuses de la Méditerranée.

Les connaissances sur les fonds marins de maërl étaient quelque peu limitées par rapport à celles disponibles pour le coralligène. Les habitats de Maërl couvrent une superficie d'environ 1654 km<sup>2</sup>. Seules des informations sporadiques et ponctuelles sont disponibles, principalement en provenance du nord de l'Adriatique, de la mer Égée et de la mer Tyrrhénienne. Des jeux de données sont disponibles pour la Grèce, la France (Corse), Chypre, la Turquie, l'Espagne et l'Italie. Malte et la Corse, en particulier, disposent d'importants ensembles de données sur cet habitat, comme le montrent des levés à petite échelle dans des zones ciblées (Martin et al., 2014).

Ces cartes globales à faible résolution sont encore incomplètes, les informations disponibles étant très hétérogènes en raison de la grande variabilité des efforts de cartographie et de surveillance dans le bassin méditerranéen ; une cartographie plus poussée est donc nécessaire pour déterminer l'étendue complète de ces habitats très variables à l'échelle spatiale méditerranéenne. Cependant, ils peuvent être très utiles pour la connaissance globale des zones inférieures couvertes par les coralligènes et les rhodolithes et pour déterminer où des levés doivent être menés à l'avenir pour collecter les données manquantes.

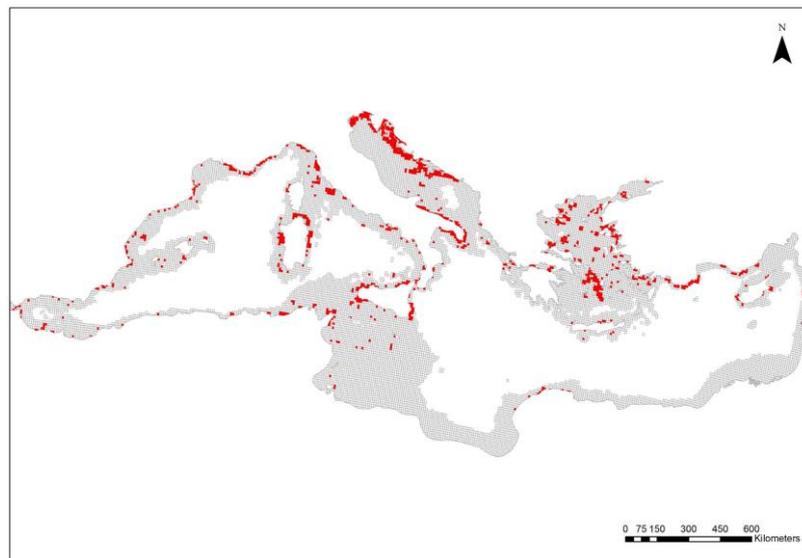


Figure 3 : Répartition des habitats coralligènes en mer méditerranée (zones rouges) (d'après Giakoumi et al., 2013).

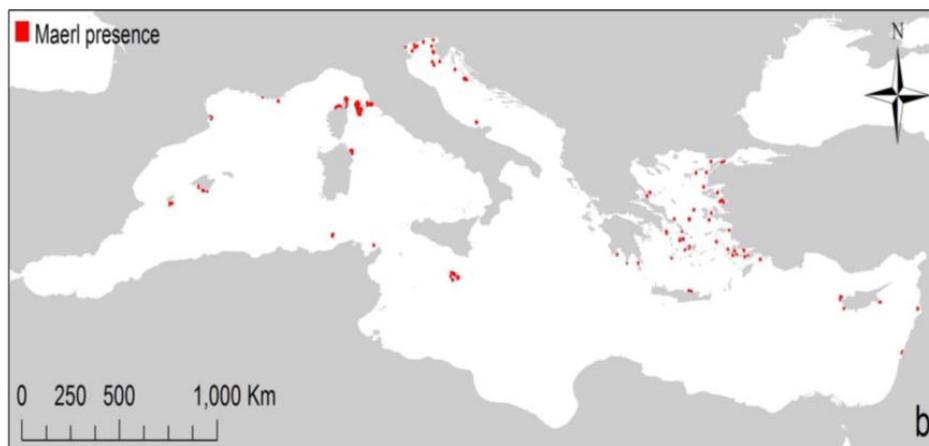


Figure 4 : Répartition des habitats de maërl en mer méditerranée (zones rouges) (d'après Martin et al., 2014).

### *Méthodes*

La définition de l'aire de répartition et de l'étendue des habitats coralligènes et des rhodolithes nécessite des techniques «conventionnelles» de cartographie de l'habitat, similaires à celles utilisées pour les herbiers dans les eaux profondes (Tab. 1). Les techniques de cartographie instrumentale indirecte et/ou les levés visuels directs sur le terrain peuvent être utilisées et sont souvent intégrées. L'utilisation simultanée de deux méthodes ou plus permet d'optimiser les résultats étant donné que les informations obtenues sont complémentaires. La stratégie à adopter dépendra donc de l'objectif de l'étude et de la zone concernée, des moyens et du temps disponibles.

### Observations sous-marines et méthodes d'échantillonnage

Bien que l'observation directe sous-marine par la plongée sous-marine (par exemple, en utilisant des transects, des cadres carrés permanents) soit souvent utilisée pour cartographier de petites zones, cette méthode d'investigation atteint rapidement ses limites lorsque la zone d'étude et la profondeur augmentent de manière significative, même si la technique peut être optimisée pour une description générale du site par un plongeur remorqué ou des transects vidéo (Cinelli, 2009). Les observations directes fournissent des données ponctuelles et discrètes essentielles pour la vérification au sol des levés instrumentaux et pour la validation des informations continues modélisées (couverture complète des surfaces) obtenues à partir de données relatives à des portions limitées de la zone d'étude ou le long du sentier. Les levés sur le terrain doivent être suffisamment nombreux et répartis de manière appropriée pour obtenir la précision nécessaire, compte tenu en particulier de la grande hétérogénéité de l'habitat coralligène.

Les observations sous-marines in situ représentent la technique de cartographie de l'habitat coralligène la plus fiable, bien que chronophage. Les levés peuvent être effectués le long de lignes (transect) ou sur de petites surfaces (cadres carrés permanents) positionnées sur le fond de la mer et situées de manière à suivre les limites de l'habitat. Le transect est constitué de lignes marquées entourées d'une nervure et placées au bas de points fixes dans une direction précise, généralement perpendiculaire ou parallèle par rapport au littoral (Bianchi et al., 2004a). Toute modification de l'habitat et de la typologie du substrat, dans une ceinture des deux côtés de la ligne (en considérant une surface d'environ 1-2 m par côté), est enregistrée sur les ardoises sous-marines. Les informations enregistrées permettent une cartographie précise et détaillée du secteur étudié (Tab. 1).

La plongée sous-marine est également suggérée comme un outil sûr et rentable pour obtenir une description visuelle et un échantillonnage des lits de rhodolithes peu profonds (Tab. 1). Les observations sous-marines sont efficaces pour une première caractérisation des faciès aériens de cet habitat, tandis que pour décrire la communauté souterraine, des échantillons au fond deviennent nécessaires. La surface d'un lit de rhodolithes vivant est naturellement composée d'une quantité variable de thalles vivants et de leurs fragments, reposant sur une épaisseur variable de matière morte et de sédiments plus fins. Il n'existe pas de données bibliographiques sur l'étendue spatiale minimale requise pour qu'une partie du fond de la mer soit définie comme un lit de rhodolithes. Un lit de rhodolithes est défini comme un habitat qui se distingue des fonds marins environnants par le fait que plus de 10% du substrat mobile est recouvert d'algues coralliennes calcaires vivantes sous forme de branches et/ou de nodules non fixés (Basso et al., 2016). Les lits de rhodolithes vivants sont naturellement accompagnés d'une quantité variable de rhodolithes morts et de leurs fragments ; ainsi, un seuil > 50% de la surface couverte par les rhodolithes morts et leurs fragments est défini comme la condition permettant d'identifier un lit de rhodolithes morts. Un fond marin recouvert de couches algales incomplètes de galets lithiques et de restes de coquille ne doit pas être considéré comme un lit de rhodolithes. Les informations obligatoires nécessaires à une première description des gisements de rhodolithes comprennent la gamme de profondeur, l'étendue, les structures sédimentaires du fond marin (telles que les ondulations, les méga-ondulations et les dunes sous-marines), l'épaisseur de la couche vivante, le pourcentage moyen de couverture de les thalles, le ratio de rhodolithes vivants / morts, les morphologies dominantes des rhodolithes (voir figure 5) et l'identification des espèces les plus courantes et les plus importantes sur le plan volumétrique des algues calcaires. Dans cette première description, le besoin de taxonomistes spécialisés et d'analyses de laboratoire fastidieuses est réduit au minimum.

Récemment, un outil innovant, à savoir le BioCube, un appareil de 1m de hauteur permettant l'acquisition de photo-quadrates de 80 cm x 80 cm, a été mis en œuvre pour la caractérisation du fond marin détritique et des rhodolithes sans plongée (Astruch et al., 2019). Les photos-quadrates ont été réalisées avec une caméra vidéo numérique avec un déclenchement temporel de 30 secondes. Une autre caméra liée à un écran en surface est fixée au BioCube pour contrôler le flux de travail et la position du cadre en temps réel. Pendant l'acquisition des données, une troisième caméra filme le paysage environnant pour obtenir des informations complémentaires sur les poissons démersaux et l'étendue des assemblages.

Des méthodes d'échantillonnage de navires impliquant des préhensions à l'aveuglette, des dragues et des carottiers dans un certain nombre de points choisis au hasard dans une zone d'étude peuvent être utilisées pour vérifier la présence de lits de rhodolithes profonds (vérification au sol des données acoustiques) et pour une description complète de l'habitat (Tab. 1). L'épaisseur de la couverture vivante pourrait être mesurée à travers le côté transparent ou amovible d'un carottier. Alternativement, un sous-échantillon pourrait être prélevé de la carotte récupérée en utilisant une carotte plexiglas d'environ 10 cm de diamètre et d'au moins 20 cm de long. Le carottage d'une section  $\geq 0,16$  m<sup>2</sup> est recommandé car il présente l'avantage de préserver la stratification du substrat d'origine. L'utilisation de dragues pour échantillonner les rhodolithes devrait être découragée, afin de minimiser l'impact de la levée.

#### Levés par télédétection

Étant des habitats bioconstruits répartis dans les eaux profondes (jusqu'à 20 m de profondeur), Les techniques acoustiques (sonar latéral, échosondeur multifaisceaux, etc.) ou les enregistrements vidéo sous-marins (ROV, caméras remorquées) sont généralement recommandés, bien qu'ils nécessitent un temps d'acquisition très long compte tenu de leur vitesse et de leur portée limitées (Georgiadis et al., 2009). L'utilisation de la télédétection permet de caractériser de vastes zones côtières pour l'évaluation de la configuration spatiale globale des habitats de coralligènes et de rhodolithes. À partir de cartes obtenues grâce à des levés par télédétection, il est facile de découvrir la présence ou non de l'habitat, son aire de répartition et son étendue totale. Les méthodes acoustiques sont actuellement la technique la plus pratique pour cartographier les lits de rhodolithes, associées à la vérification au sol par ROV et au carottage. Le pourcentage de couverture de thalles vivants sur une vaste zone peut également être évalué à partir d'un levé ROV. L'utilisation de techniques acoustiques associées à un bon système de géolocalisation permet de suivre l'évolution de l'étendue de l'habitat des rhodolithes au fil du temps (Bonacorsi et al., 2010).

Les observations depuis la surface peuvent être effectuées à l'aide de techniques d'imagerie telles que la photographie et la vidéo. L'équipement photographique et les caméras peuvent être montés sur une structure verticale (traîneau) ou sur des véhicules télécommandés (ROV). La caméra sur une structure verticale est immergée à l'arrière du bateau et est remorquée par le bateau qui avance très lentement (moins d'un nœud), tandis que les ROV disposent de leur propre système de propulsion et sont télécommandés depuis la surface. L'utilisation de caméras vidéo remorquées (ou ROV) lors des levés permet de voir les images à l'écran en temps réel, d'identifier les caractéristiques spécifiques de l'habitat et d'évaluer tout changement de l'habitat ou de tout autre élément caractéristique du fond marin, et ce levé vidéo préliminaire peut également être utile pour localiser les stations de surveillance. Les images enregistrées sont ensuite examinées pour obtenir une restitution cartographique sur une plate-forme SIG pour chacune des zones examinées. Pour faciliter et améliorer les résultats obtenus avec la caméra, des modules d'acquisition communs intégrant la profondeur, des images du fond marin et le positionnement géographique ont été développés (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2015).

Le sonar fournit des images du fond marin grâce à l'émission et à la réception d'ultrasons. Parmi les principales techniques de cartographie acoustique disponibles (Kenny et al., 2003), des systèmes de faisceaux acoustiques étendus tels que le sonar à balayage latéral (SSS) et l'échosondeur à faisceaux multiples sont généralement utilisés pour la cartographie des habitats coralligènes et de rhodolithes. Toutes les techniques de cartographie acoustique sont intrinsèquement affectées par les incertitudes dues à la classification manuelle des différentes signatures acoustiques des types de substrat sur les sonogrammes. Des erreurs d'interprétation des sonogrammes peuvent survenir lorsque l'observateur ne

distingue pas facilement deux types de substrat. L'interprétation des données de télédétection nécessite un étalonnage approfondi sur le terrain et le processus de vérification au sol reste essentiel. L'interprétation des sonogrammes étant également une tâche chronophage et fastidieuse, plusieurs techniques de traitement ont été proposées afin d'automatiser rapidement l'interprétation des sonogrammes et de fiabiliser cette interprétation (Montefalcone et al., 2013 et leurs références). Ces méthodes permettent une bonne discrimination entre les sédiments meubles et les récifs rocheux. L'œil humain reste cependant toujours le juge final.

#### La modélisation

Les techniques de modélisation peuvent être utilisées pour combler les lacunes dans les connaissances sur la distribution spatiale des habitats en prévoyant les zones susceptibles de convenir à une communauté. Les modèles reposent généralement sur des variables physiques et environnementales (température de l'eau, salinité, profondeur, concentrations d'éléments nutritifs, types de fonds marins, par exemple), qu'il est généralement plus facile d'enregistrer et de cartographier aux niveaux régional et mondial, contrairement aux données sur les espèces et l'habitat. Malgré les limites inhérentes et les incertitudes associées, la modélisation prédictive est une alternative économique aux levés sur le terrain car elle peut aider à identifier et à cartographier les écosystèmes marins sensibles. Sur la base des jeux de données spatiaux disponibles pour les populations de coralligènes et de rhodolithes, une modélisation prédictive a été réalisée afin de produire deux cartes continues de ces deux habitats à travers la mer méditerranée (Martin et al., 2014). Pour le coralligène, la bathymétrie, la pente du fond marin et l'apport de nutriments ont été les trois principaux contributeurs au modèle. Les zones prévues dans lesquelles les conditions étaient propices à la présence d'un habitat coralligène ont été localisées sur la côte nord-africaine et ne présentaient pas de données d'occurrence. Pour les rhodolithes, la concentration en phosphate, la vitesse géostrophique du courant de surface de la mer, la concentration en silicate et la bathymétrie ont été les quatre principaux contributeurs au modèle. Compte tenu de la rareté des données d'occurrence de cet habitat en Méditerranée, et en particulier sur la côte nord-africaine, les résultats du modèle sont relativement informatifs car ils mettent en évidence plusieurs zones appropriées pour lesquelles aucune donnée d'occurrence n'était disponible à ce jour.

Une application récente de modélisation spatiale prédictive a été réalisée à partir d'une couverture acoustique complète du fond marin associée à un nombre relativement faible de vérifications marines réalisées en plongée sous-marine (Vassallo et al., 2018). Cette approche a été appliquée aux récifs coralligènes de l'aire marine protégée de Tavolara - Punta Coda Cavallo (nord-est de la Sardaigne, Italie), au moyen d'un regroupement flou d'une série d'observations in situ. Le modèle a permis de reconnaître et de cartographier les habitats coralligènes dans la zone de protection marine et a montré que la distribution des habitats était principalement fonction de la distance par rapport à la côte, de la profondeur et des lithotypes. On trouvera un autre exemple de prévision relative à l'habitat dans Zapata - Ramírez et al. (2016).

Tableau 1 : Synthèse des principaux outils de levés utilisés pour définir l'aire et l'étendue de la répartition de l'Indicateur commun 1\_Habitat pour les habitats de coralligènes et de rhodolithes. Le cas échéant, la gamme de profondeur, la surface cartographiée, la résolution spatiale, l'efficacité (exprimée en kilomètres carrés par heure), les principaux avantages ou les limites de chaque outil sont indiqués, avec des références bibliographiques.

| Outil de levé   | Gamme de profondeur  | Surface  | Résolution        | Efficacité énergétique                | Avantages   | Limites  | Références                            |
|---|--|--|-------------------|---------------------------------------|---|--|---------------------------------------|
| Plongée sous-marine   | 0 m à 40 m   | Petites zones, moins de 250 m <sup>2</sup>         | À partir de 0,1 m | 0,0001 à 0,001 km <sup>2</sup> /heure | - Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des espèces (micro-cartographie)<br>- Non destructif<br>- Faible coût, facile à mettre en œuvre  | - Petite zone inventoriée<br>- Chronophage<br>- Profondeur opérationnelle limitée<br>- Plongeurs hautement qualifiés requis (contraintes de sécurité)<br>- Géoréférencement variable du site de plongée        | Piazzini et al. (2019a et références) |
| Transects par des plongeurs remorqués   | 0 m à 50 m   | Zones intermédiaires (moins de 1 km <sup>2</sup> ) | De 1 à 10 m       | 0,025 à 0,01 km <sup>2</sup> /heure   | - Facile à mettre en œuvre et possibilité de prendre des photos<br>- Bonne identification des populations<br>- Non destructif et à faible coût  | - Chronophage<br>- Profondeur opérationnelle limitée<br>- Plongeurs hautement qualifiés requis (contraintes de sécurité)<br>- Géoréférencement variable de l'itinéraire du plongeur<br>- Transparence de l'eau | Cinelli (2009)                        |
| Échantillonnage de navires à préhension à l'aveuglette, dragues ou carottiers | 0 m à environ 50 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat des rhodolithes) | Zones intermédiaires (quelques km <sup>2</sup> )   | De 1 à 10 m       | 0,025 à 0,01 Km <sup>2</sup> /heure   | - Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des espèces (micro-cartographie)<br>- Toutes les espèces prises en compte<br>- Possibilité d'identification <i>a posteriori</i><br>- Faible coût, facile à mettre en œuvre | - Méthode destructive<br>- Petite zone inventoriée<br>- Matériel d'échantillonnage nécessaire<br>- Travail chronophage<br>- Profondeur opérationnelle limitée  | PNUE/PAM-CAR/ASP (2015)               |

| Outil de levé               | Gamme de profondeur   | Surface  | Résolution   | Efficacité énergétique              | Avantages  | Limites   | Références   |
|-----------------------------|---|--|--|-------------------------------------|--|---|--|
| Sonar à balayage latéral    | 8 m à plus de 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat coralligène) | De moyenne à grande superficie (50-100 km <sup>2</sup> ) | À partir de 1 m  | 1 à 4 km <sup>2</sup> /heure        | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Grande portée bathymétrique</li> <li>- Représentation réaliste du fond marin</li> <li>- Bonne identification de la nature du fond et des assemblages (rhodolithes) avec position des bords</li> <li>- Exécution rapide</li> <li>- Non destructif</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Image type panneau (2D) représentant l'habitat complexe 3D</li> <li>- Erreurs possibles dans l'interprétation des sonogrammes</li> <li>- Acquisition des données de terrain nécessaires à la validation des sonogrammes</li> <li>- Coût élevé</li> <li>- Très grande masse de données</li> <li>- Peu utilisé pour la cartographie des pentes verticales</li> </ul> | Cánovas Molina et al. (2016 b)                           |
| Echosondeur multi-faisceaux | 2 m à plus de 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat coralligène) | De moyenne à grande superficie (50-100 km <sup>2</sup> ) | À partir de 1 m (linéaire) et inférieur à 1 m (profondeur) | 0,5 à 6 km <sup>2</sup> /heure      | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Possibilité d'obtenir une image 3D</li> <li>- Double information collectée (bathymétrie et image du fond marin)</li> <li>- Gamme bathymétrique très précise et large</li> <li>- Exécution rapide</li> <li>- Non destructif</li> </ul>                       | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Très grande masse de données</li> <li>- Traitement complexe de l'information</li> <li>- Imagerie moins précise (nature du lit) que le sonar à balayage latéral</li> <li>- Acquisition des données de terrain nécessaires à la validation des sonogrammes</li> <li>- Coût élevé</li> </ul>  | Cánovas Molina et al. (2016 b)                           |
| Véhicule télécommandé (ROV) | 2 m à plus de 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat coralligène) | Petites zones intermédiaires (quelques km <sup>2</sup> ) | À partir de 1 m à 10 m                                     | 0,025 à 0,01 Km <sup>2</sup> /heure | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Non destructif</li> <li>- Possibilité de prendre des photos</li> <li>- Bonne identification de l'habitat et des espèces</li> <li>- Grande portée bathymétrique</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Petite région levée</li> <li>- Coût élevé</li> <li>- Enregistrement et traitement lent des informations</li> <li>- Positionnement variable (géoréférencement)                             <ul style="list-style-type: none"> <li>• Difficile à manipuler avec les courants</li> </ul> </li> </ul>  | Cánovas Molina et al. (2016a) ; Enrichetti et al. (2019) |
| <b>Outil de levé</b>        | <b>Gamme de profondeur</b>  | <b>Surface</b>   | <b>Résolution</b>  | <b>Efficacité énergétique</b>       | <b>Avantages</b>   | <b>Limites</b>  | <b>Références</b>  |

|                  |   |  |                        |                                  |   |  |                         |
|------------------|---|--|------------------------|----------------------------------|---|--|-------------------------|
| Caméra remorquée | 2 m à plus de 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat coralligène) | Petites zones intermédiaires (quelques km <sup>2</sup> ) | À partir de 1 m à 10 m | 0,025 à 1 km <sup>2</sup> /heure | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Facile à installer et possibilité de prendre des photos</li> <li>- Bonne identification de l'habitat et des espèces</li> <li>- Non destructif</li> <li>- Grande zone couverte</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Limité à fond homogène et horizontal</li> <li>- Enregistrement et traitement lent des informations</li> <li>- Positionnement variable (géoréférencement)</li> <li>- Transparence de l'eau</li> <li>- Difficile à manipuler dans un trafic de surface intense</li> </ul> | PNUE/PAM-CAR/ASP (2015) |
|------------------|---|--|------------------------|----------------------------------|---|--|-------------------------|

*L'interprétation des données*

Une fois le levé terminé, les données collectées doivent être organisées de manière à ce qu'elles puissent être utilisées à l'avenir par tous, archivées de manière appropriée et facilement consultables. Une définition claire de toutes les métadonnées doit être fournie avec le jeu de données afin de garantir une intégration future avec des données similaires provenant d'autres sources. Quatre étapes importantes pour la production d'une carte de l'habitat doivent être suivies :

1. Traitement, analyse et classification des données biologiques, par le biais d'un processus d'interprétation d'images acoustiques, le cas échéant.
2. Sélection des couches physiques les plus appropriées (par exemple, substrat, bathymétrie, hydrodynamique)
3. Intégration des données biologiques et des couches physiques, et utilisation de la modélisation statistique pour prévoir la distribution de l'habitat et interpoler les informations
4. La carte produite doit ensuite être évaluée pour sa précision, c'est-à-dire sa capacité à représenter la réalité, et donc sa fiabilité.

Au cours de l'étape du processus d'analyse et de classification, la liste actualisée des types d'habitats marins benthiques de la région méditerranéenne doit être consultée (UNEP/MAP- CAR/ASP, 2019) afin de reconnaître tout type d'habitat spécifique (à savoir, coralligène ou rhodolithes) et ses principaux associations et faciès caractéristiques. Une description complète de ces habitats et les critères pour leur identification sont également disponibles dans Bellan-Santini et al. (2002). Les habitats devant figurer sur les cartes sont les suivants (PNUE / PAM- CAR/ASP, 2019) :

**INFRA-LITTORALE**

## MB1.5 Roche infralittorale

MB1.55 Coralligène (enclave du circalittoral, voir MC1.51)

**CIRCALITTORALE**

## MC1.5 Roche circalittorale

MC1.51 Coralligène

MC1.51a Coralligène dominée par les algues

MC1.511a Association à Corallinales encroûtantes

MC1.512a Association à Fucales ou Laminariales

MC1.513a Association avec des algues autres que des Fucales, des Laminariales, Corallinales et des Caulerpales

MC1.514a Association à *Caulerpa* spp. non-indigènes de Méditerranée

MC1.51b Coralligène dominée par les invertébrés

MC1.511b Faciès à petites éponges (ex. *Ircinia* spp.)

MC1.512b Faciès à grandes éponges dressées (ex. *Spongia lamella*, *Sarcotragus foetidus*, *Axinella* spp.)

MC1.513b Faciès à Hydraires

MC1.514b Faciès à Alcyonacea (ex. *Eunicella* spp., *Leptogorgia* spp., *Paramuricea* spp., *Corallium rubrum*)

MC1.515b Faciès à Cerianthaires (ex. *Cerianthus* spp.)

- MC1.516b Faciès à Zoanthaires (ex. *Parazoanthus axinellae*, *Savalia savaglia*)
- MC1.517b Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp., *Leptopsammia pruvoti*, *Madracis pharensis*)
- MC1.518b Faciès à Vermetidae et/ou Serpulidae
- MC1.519b Faciès à Bryozoaires (ex. *Reteporella grimaldii*, *Pentapora fascialis*)
- MC1.51Ab Faciès à Ascidiacées
- MC1.51c Coralligène dominés par les invertébrés recouverts par les sédiments  
Voir MC1.51b pour des exemples de faciès
- MC1.52 Roche du large
  - MC1.52a Affleurements coralligènes
    - MC1.521a Faciès avec petites éponges
    - MC1.522a Faciès à Hydraires
    - MC1.523a Faciès à Alcyonacea (ex. *Alcyonium* spp., *Eunicella* spp., *Leptogorgia* spp., *Paramuricea* spp., *Corallium rubrum*)
    - MC1.524a Faciès à Antipatharia (ex. *Antipathella subpinnata*)
    - MC1.525a Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp., *Madracis pharensis*)
    - MC1.526a Faciès à Bryozoaires (ex. *Reteporella grimaldii*, *Pentapora fascialis*)
    - MC1.527a Faciès à Polychètes
    - MC1.528a faciès à Bivalves
    - MC1.529a Faciès à Brachiopodes
  - MC1.52b Affleurements coralligènes recouverts par les sédiments  
Voir MC1.52a pour des exemples de faciès
  - MC1.52c Rivages profonds
    - MC1.521c Faciès à Antipatharia (ex. *Antipathella subpinnata*)
    - MC1.522c Faciès à Alcyonacea (ex. *Nidalia studeri*)
    - MC1.523c Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp.)
    - MC1.531d Faciès à *Lithistida* spp. sponges
- MC2.5 Récifs biogéniques circalittoraux
  - MC2.51 Plates-formes coralligènes
    - MC2.511 Association à Corallinales encroûtantes
    - MC2.512 Association à Fucales
    - MC2.513 Association à *Caulerpa* spp. non-indigènes de Méditerranée
    - MC2.514 Faciès avec petites éponges (ex. *Ircinia* spp.)
    - MC2.515 Faciès avec des grandes éponges dressées (ex. *Spongia lamella*, *Sarcotragus foetidus*, *Axinella* spp.)
    - MC2.516 Faciès à Hydraires
    - MC2.517 Faciès à Alcyonacea (ex. *Alcyonium* spp., *Eunicella* spp., *Leptogorgia* spp., *Paramuricea* spp., *Corallium rubrum*)

MC2.518 Faciès à Zoanthaires (ex. *Parazoanthus axinellae*, *Savalia savaglia*)

MC2.519 Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp., *Madracis pharensis*, *Phyllangia mouchezii*)

MC2.51A Faciès à Vermetidae et/ou Serpulidae

MC2.51B Faciès à Bryozoaires (ex. *Reteporella grimaldii*, *Pentapora fascialis*)

MC2.51C Faciès à Ascidiacea

### MC3.5 Sédiments grossiers circalittoraux

#### MC3.51 Fonds détritiques côtiers (sans rhodolithes)

MC3.511 Association à Laminariales

MC3.512 Faciès avec des grandes éponges dressées (ex. *Spongia lamella*, *Sarcotragus foetidus*, *Axinella* spp.)

MC3.513 Faciès à Hydraires

MC3.514 Faciès à Alcyonacea (ex. *Alcyonium* spp., *Eunicella* spp., *Leptogorgia* spp.)

MC3.515 Faciès à Pennatulacea (ex. *Pennatula* spp., *Virgularia mirabilis*)

MC3.516 Faciès à Polychètes (complexe Salmacina-Filograna inclus)

MC3.517 Faciès à Bivalves (ex. *Pecten jacobaeus*)

MC3.518 Faciès à Bryozoaires (ex. *Turbicellepora incrassata*, *Fron dipora verrucosa*, *Pentapora fascialis*)

MC3.519 Faciès à Crinoidea (ex. *Leptometra* spp.)

MC3.51A Faciès à Ophiuroidea (ex. *Ophiura* spp., *Ophiothrix* spp.)

MC3.51B Faciès à Echinoidea (ex. *Neolampas* spp., *Spatangus purpureus*)

MC3.51C Faciès à Ascidiacea

La sélection des couches physiques à afficher sur les cartes et à utiliser pour suivre les analyses statistiques prédictives peut constituer une approche intéressante dans le cadre général de la cartographie des habitats coralligènes et des rhodolithes, car cela réduirait le temps de traitement. Cependant, il est encore peu utile car seuls quelques paramètres physiques permettent de prédire clairement la répartition de ces deux habitats, à savoir, la bathymétrie, la pente du fond marin et les apports en nutriments pour la concentration en coralligène et en phosphates, la vitesse géostrophique du courant de surface de la mer, concentration en silicate et bathymétrie pour les rhodolithes (Martin et al., 2014).

L'intégration et la modélisation des données sont souvent une étape nécessaire, car les levés indirects ou par télédétection effectuées par les navires sont souvent limitées en raison du temps et des coûts associés et ne permettent que rarement d'obtenir une couverture complète de la zone d'étude. Une couverture inférieure à 100% signifie automatiquement qu'il est impossible d'obtenir des cartes à haute résolution et que, par conséquent, des procédures d'interpolation doivent être utilisées pour permettre d'obtenir des cartes à faible résolution à partir de levés partiels. L'interpolation spatiale est une procédure statistique permettant d'estimer les valeurs de données sur des sites non échantillonnés entre les lieux de collecte de données. Pour élaborer la carte de répartition finale des habitats benthiques sur une plate-forme SIG, différents outils d'interpolation spatiale (par exemple, Inverse Distance Weighted, Kriging) peuvent être utilisés et sont fournis par le logiciel SIG. Même si cela est rarement mentionné, il est important de fournir des informations sur le nombre et le pourcentage de données acquises sur le terrain et le pourcentage d'interpolations exécutées.

Le traitement et l'analyse numérique des données acoustiques sur un SIG permettent de créer des graphiques dans lesquels chaque nuance de gris est associée à une texture spécifique représentant un type d'habitat ou de substrat, y compris sur la base des observations in situ. Bien que les données de télédétection doivent toujours être intégrées à un grand nombre d'inspections visuelles sur le terrain pour la vérification au sol, en particulier compte tenu de la distribution 3D et de la complexité du paysage marin coralligène se développant sur des substrats durs, des données bathymétriques de haute qualité constituent souvent un élément indispensable et d'appréciation.

Pour faciliter la comparaison entre les cartes, la couleur rouge normalisée est généralement utilisée pour la représentation graphique des habitats coralligènes et des rhodolithes. Les cartes obtenues permettent de définir l'aire de répartition de l'habitat et son étendue totale (exprimée en mètres carrés ou en hectares). Ces cartes pourraient également être comparées aux données historiques disponibles de la littérature pour évaluer tout changement survenu dans les habitats benthiques au cours d'une période donnée (Giakoumi et al., 2013). En utilisant les méthodes de vecteur de superposition sur les SIG, une analyse diachronique peut être effectuée, où les changements temporels sont des mesures en termes de pourcentage de gain ou de perte de l'extension de l'habitat, via la création de cartes de concordance et de discordance (Canessa et al., 2017).

Enfin, la fiabilité de la carte produite doit être évaluée. Aucune échelle d'évaluation de la fiabilité n'a été proposée pour la cartographie des habitats coralligènes et des rhodolithes ; Cependant, les échelles d'évaluation de la fiabilité disponibles pour les herbiers marins peuvent également être adaptées pour ces habitats (voir les «Orientations sur la végétation marine dans le présent document pour plus de détails»). Ces échelles tiennent généralement compte du traitement des sonogrammes, de l'échelle d'acquisition et de restitution des données, des méthodes adoptées et du système de positionnement.

## b) INDICATEUR COMMUN 2 : Etat des espèces et des communautés typiques de l'habitat

### Approche

La surveillance est nécessaire à des fins de conservation, ce qui nécessite des mesures de gestion efficaces pour garantir que les habitats marins benthiques, leurs espèces constitutives et leurs communautés associées soient et restent dans un état écologique satisfaisant. Le bon état de santé des habitats coralligènes et des rhodolithes reflètera alors le Bon Etat Ecologique (BEE) poursuivi par les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone dans le cadre de l'Approche Ecosystémique (EcAp) et de la Directive-Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin (MSFD).

La surveillance de l'état (c'est-à-dire de l'état écologique) des habitats de coralligènes et de rhodolithes est aujourd'hui obligatoire également pour les raisons suivantes :

- Deux espèces formant le maërl, *Phymatolithon calcareum* et *Lithothamnion corallioides*, sont protégées par la directive européenne «Habitats» (92/43 / CEE).
- Les récifs coralligènes et les fonds marins de rhodolithes figurent parmi les «types d'habitats spéciaux» nécessitant une protection rigoureuse en vertu du Protocole pour les aires spéciales de protection (ASP/BIO) de la Convention de Barcelone pour la conservation de la biodiversité en Méditerranée (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008).

Selon l'EcAp, l'IC2 fixé par les directives du programme IMAP et relatif à la « biodiversité » (OE1) vise à fournir des informations sur la condition (à savoir, l'état écologique) des habitats de coralligènes et de rhodolithes, qui constituent deux des principaux points chauds de la biodiversité en méditerranée (PNUE/PAM, 2008). La MSFD (2008/56/EC) incluait à la fois la « diversité biologique » (D1) et « l'intégrité des fonds marins » (D6) en tant que descripteurs à considérer pour évaluer le GES du milieu marin. À cet égard, les structures biogéniques, telles que les récifs coralligènes et les fonds marins des rhodolithes, ont été reconnues comme des indicateurs biologiques importants de la qualité de l'environnement.

Une procédure définie et normalisée de suivi de l'état des habitats coralligènes et des rhodolithes, comparable à celle fournie pour leur cartographie, devrait suivre ces trois étapes principales :

1. Planification initiale, pour définir le ou les objectifs, la durée, les sites à surveiller, les descripteurs à évaluer, la stratégie d'échantillonnage, les besoins humains, techniques et financiers
2. Mise en place du système de surveillance et réalisation du programme de surveillance. Cette phase comprend les coûts de sortie en mer pendant les activités sur le terrain, l'équipement d'échantillonnage et les ressources humaines. Pour assurer l'efficacité du programme, les activités sur le terrain devraient être planifiées pendant une saison favorable et il serait préférable de surveiller pendant la même saison.
3. Le suivi dans le temps et l'analyse sont des étapes où des compétences scientifiques claires sont nécessaires car les données acquises doivent être interprétées. La durée de la surveillance, pour être utile, doit être au moins à moyen terme.

Les objectifs de la surveillance sont principalement liés à la conservation des habitats bio-construits, mais ils répondent également à la nécessité de les utiliser comme indicateurs écologiques de la qualité de l'environnement marin. Les principaux objectifs des programmes de surveillance sont généralement :

- Préserver et conserver le patrimoine des bioconstructions, dans le but de veiller à ce que les habitats de coralligènes et de rhodolithes soient dans un état écologique satisfaisant, et d'identifier le plus tôt possible toute dégradation de ces habitats ou toute modification de leur aire de répartition et de leur étendue. L'évaluation de l'état écologique de ces habitats permet de mesurer l'efficacité des politiques locales ou régionales en matière de gestion de l'environnement côtier.
- Construire et mettre en œuvre un système régional de surveillance intégrée de la qualité de l'environnement, comme l'exige le programme de surveillance et d'évaluation intégrées et les critères d'évaluation connexes (IMAP) lors de la mise en œuvre de l'EcAp dans le cadre du Plan d'action pour la Méditerranée (UNEP/MAP, 2008). Le programme IMAP a pour objectif principal de recueillir des

données quantitatives fiables et actualisées sur l'état de l'environnement marin et côtier en méditerranée.

- Évaluer les effets de toute activité côtière susceptible d'avoir une incidence sur les habitats de coralligènes et de rhodolithes au cours des procédures d'évaluation de l'impact sur l'environnement. Ce type de surveillance vise à établir l'état de l'habitat au moment «zéro» avant le début des activités, puis à surveiller l'état de santé de l'habitat pendant la phase de développement ou à la fin de la phase, pour vérifier les impacts potentiels.

Le ou les objectifs choisis influenceront le choix des critères de surveillance au cours des étapes suivantes (à savoir, durée, sites à surveiller, descripteurs et méthodes d'échantillonnage). La surveillance devrait durer au moins à moyen et long terme (5 à 10 ans au minimum) pour la conservation du patrimoine et le suivi des objectifs de qualité de l'environnement. L'intervalle d'acquisition des données pourrait être annuel, car la plupart des espèces typiques appartenant aux lits de coralligènes et aux couches de rhodolithes affichent des taux de croissance lents et sur de longues générations. De manière générale, et quel que soit l'objectif préconisé, il est judicieux de se focaliser au départ sur un petit nombre de sites facilement accessibles et pouvant faire l'objet d'un suivi régulier après de très courts intervalles. Les sites choisis doivent : i) être représentatifs de la partie de la zone côtière étudiée, ii) couvrir la plupart des situations environnementales possibles (gamme de profondeur, pente, type de substrat, par exemple), et iii) inclure des zones sensibles et des zones stables ou des zones de référence à faibles pressions anthropiques (à savoir, les AMP). Ensuite, avec l'expérience acquise par les géomètres et les moyens (fonds) disponibles, ce réseau pourrait être étendu à un plus grand nombre de sites. Pour l'évaluation de l'impact sur l'environnement, une surveillance à court terme (généralement 1 à 2 ans) est recommandée et doit être lancée avant les interventions (temps «zéro») et éventuellement poursuivie pendant ou juste après la fin des travaux. Un contrôle supplémentaire peut être effectué un an après la conclusion. L'état écologique du site soumis aux interventions côtières (c'est-à-dire le site d'impact) doit être mis en contraste avec l'état d'au moins 2 sites de référence / témoins.

Pour assurer la durabilité du système de surveillance, il convient de prendre en compte les remarques finales suivantes :

- Identifier les partenaires, les compétences et les moyens disponibles.
- Planifier les modalités de partenariat (qui fait quoi? Quand? Et comment?)
- Assurer la formation des parties prenantes afin qu'elles puissent mettre en place des procédures standardisées garantissant la validité des résultats et permettant des comparaisons sur un site donné et entre les sites.
- Désigner un coordinateur régional ou national en fonction du nombre de sites concernés par le suivi et de leur répartition géographique
- Évaluer le budget minimum nécessaire à l'exploitation du réseau de surveillance (coûts d'opérateurs permanents, contrats temporaires, équipement, acquisition de données, traitement et analyse, par exemple).

#### *Les méthodes*

Après la définition préliminaire de l'aire de répartition et de l'étendue des habitats coralligènes et des rhodolithes (le précédent IC1), l'évaluation de l'état des deux habitats commence par une caractérisation globale des espèces et des communautés typiques présentes dans chaque habitat. La surveillance de ces deux habitats repose essentiellement sur la plongée sous-marine, bien que cette technique soulève de nombreuses contraintes en raison des conditions environnementales dans lesquelles ces habitats se développent (grandes profondeurs, faible luminosité, températures basses, présence de courants, etc.) : ne peut être effectué que par des plongeurs scientifiques confirmés et expérimentés (mesure de sécurité) et sur un temps de plongée sous-marine limité (Bianchi et al., 2004b ; Tetzaff et Thorsen, 2005). L'adoption de nouveaux outils d'investigation (tels que les ROV) permet une évaluation moins précise, mais à plus grande échelle spatiale. Une première caractérisation de l'habitat (espèces présentes, abondance, vitalité, etc.) peut être réalisée par des inspections sous-marines visuelles directes, des ROV indirects ou des enregistrements vidéo avec caméra remorquée, ou par une procédure d'échantillonnage avec des dragues,

de préhensions ou des carottes dans le cas des fonds marins de rhodolithes. Les méthodes acoustiques décrites ci-dessus sont totalement inopérantes pour les caractérisations détaillées des habitats, en particulier pour les coralligènes. La méthode d'enquête dépend beaucoup de l'ampleur du travail et de la résolution spatiale demandée (Tab. 2). Les complémentarités de ces techniques doivent être prises en compte lors de la planification d'une stratégie opérationnelle (Cánovas Molina et al., 2016b).

L'utilisation de ROV ou de caméras remorquées peut être utile pour optimiser les informations obtenues et les efforts d'échantillonnage (en termes de temps de travail) et devenir indispensable pour surveiller les assemblages coralligènes profonds et les fonds marins de rhodolithes se développant dans la zone mésophotique supérieure (jusqu'à 40 m de profondeur), où les procédures de plongée sous-marine ne sont généralement pas recommandées. Les photographies de haute qualité enregistrées seront analysées en laboratoire (également avec l'aide de taxonomistes) pour répertorier les principales espèces/taxons ou groupes morphologiques remarquables reconnaissables sur les images et pour évaluer leur abondance (couverture ou surface en cm<sup>2</sup>). Les photographies peuvent ensuite être archivées pour créer des jeux de données temporels.

Aux profondeurs moindres (jusqu'à environ 40 m), des levés visuels sous-marins directs en plongée sous-marine sont obligatoires et fortement suggérées. Une bonne expérience de la plongée sous-marine est requise pour effectuer un travail efficace à ces profondeurs. Les plongeurs scientifiques notent sur leurs diapositives la liste des principales espèces/taxons manifestes caractérisant les assemblages. Compte tenu de la complexité de l'habitat coralligène (distribution tridimensionnelle des espèces et biodiversité élevée), les plongeurs doivent être des spécialistes de la taxonomie des principales espèces de coralligènes afin de garantir la validité des informations enregistrées sous l'eau. Les photographies ou les vidéos collectées avec des caméras sous-marines peuvent être utilement intégrées au levé visuel pour accélérer le travail (Gatti et al., 2015a). L'utilisation d'unités taxonomiques opérationnelles (UTO), ou de substituts taxonomiques tels que des groupes morphologiques (espèces en bloc, genres ou taxons supérieurs présentant des caractéristiques morphologiques similaires ; Parravicini et al., 2010) peut représenter un compromis utile lorsqu'une distinction cohérente entre espèces n'est pas possible (sous l'eau ou sur des photographies) ou de réduire le temps de levé/d'analyse.

Pour une caractérisation sommaire et rapide des assemblages coralligènes, les évaluations semi-quantitatives fournissent souvent des informations suffisantes (Bianchi et al., 2004b) ; il est donc possible d'estimer l'abondance (généralement exprimée en % de couverture) à l'aide d'indices standardisés directement in situ ou à l'aide de photographies (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2008). Cependant, une qualité et une caractérisation fine des assemblages nécessitent souvent l'utilisation de cadres carrés (quadrates) ou de transects (avec ou sans photographies ; Piazzini et al., 2018) pour collecter des données quantitatives, voire même l'échantillonnage par écouvillonnage de tous les organismes présents sur une zone donnée pour d'autres analyses de laboratoire (Bianchi et al., 2004b). Les procédures destructives par écouvillonnage ne sont généralement pas recommandées car le coralligène est une technique qui prend du temps et en raison du temps disponible limité sous l'eau. L'observation in situ et les échantillons doivent être réalisés sur des superficies définies et éventuellement normalisées (Piazzini et al., 2018), et le nombre de répétitions doit être suffisant et assez élevé pour capturer l'hétérogénéité de l'habitat.

Outre la présence ou l'abondance d'une espèce donnée, l'évaluation de sa vitalité semble être un paramètre particulièrement intéressant. La présence d'individus cassés (en particulier des colonies ramifiées présentes dans les couches intermédiaires et supérieures, telles que les bryozoaires, les gorgones) et les signes de nécrose sont des éléments importants à prendre en compte (Garrabou et al., 1998, 2001 ; Gatti et al., 2012). Enfin, la nature du substrat (envasement, rugosité, interstices, exposition, pente), la température de l'eau, la faune vagile associée, la couverture par épibionte et la présence d'espèces invasives doivent également être considérées pour permettre une caractérisation claire de l'habitat (Harmelin, 1990 ; Gatti et al., 2012).

Tableau 2 : Synthèse des principales méthodes utilisées pour caractériser les habitats de coralligènes et de rhodolithes en méditerranée, en tant que première étape nécessaire pour définir l'indicateur commun 2\_Condition des espèces et des communautés typiques de l'habitat. Le cas échéant, la gamme de profondeur, la surface étudiée, la résolution spatiale, l'efficacité (exprimée en zone levée en kilomètres carrés par heure), les principaux avantages ou les limites de chaque outil sont indiqués, avec quelques références bibliographiques.

| Méthodes  | Gamme de profondeur             | Surface   | Résolution             | Efficacité énergétique                | Avantages   | Limites   | Références  |
|---|---------------------------------|---|------------------------|---------------------------------------|---|---|---|
| Véhicule télécommandé (ROV)                                 | À partir de 2 m à plus de 120 m | Petites surfaces intermédiaires d'environ 1 km <sup>2</sup> | À partir de 1 m à 10 m | 0,025 à 0,01 km <sup>2</sup> /heure   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Méthode non destructive</li> <li>- Possibilité de prendre des photos</li> <li>- Grande portée bathymétrique</li> <li>- Bonne identification des faciès et des associations</li> <li>- Possibilité d'évaluation semi-quantitative / quantitative</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Besoin de spécialistes en taxonomie</li> <li>- Coût élevé, moyens importants en mer</li> <li>- Enregistrement et traitement lent des informations</li> <li>- Positionnement difficile en présence de courants</li> <li>- Difficulté d'observation et d'accès en fonction de la complexité de l'habitat (assemblages multicouches)</li> <li>- Évaluations quantitatives uniquement sur les espèces / taxons manifestes</li> </ul> | Cánovas Molina et al. (2016 a) ; Enrichetti et al. (2019) ; Piazzini et al. (2019b) |
| Observation en plongée sous-marine                          | 0 m à 40 m                      | Petites surfaces (moins de 250 m <sup>2</sup> )             | À partir de 1 m        | 0,0001 à 0,001 km <sup>2</sup> /heure | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Non destructif</li> <li>- Très bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat (ainsi que son 3D)</li> <li>- Faible coût, facile à mettre en œuvre</li> <li>- Possibilité de collecter des échantillons</li> <li>- Données déjà disponibles après la plongée</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Besoin de spécialistes en taxonomie</li> <li>- Petite zone inventoriée</li> <li>- Chronophage sous l'eau</li> <li>- Profondeur opérationnelle limitée</li> <li>- Plongeurs hautement qualifiés requis</li> <li>- Subjectivité de l'observateur</li> <li>- Évaluations quantitatives uniquement sur les espèces/taxons manifestes</li> </ul>  | Gatti et al. (2012, 2015a) Piazzini et al. (2019a)                                  |
| Méthodes  | Gamme de profondeur             | Surface   | Résolution             | Efficacité énergétique                | Avantages   | Limites   | Références  |
| Photographie de plongée sous-marine ou enregistrement vidéo | 0 m à 40 m                      | Petites surfaces (moins de 250 m <sup>2</sup> )             | À partir de 0,1 m      | 0,0001 à 0,001 km <sup>2</sup> /heure | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Non destructif</li> <li>- Bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat</li> <li>- Identification <i>a posteriori</i> possible</li> <li>- Évaluations quantitatives uniquement sur les espèces /</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Besoin de spécialistes en taxonomie</li> <li>- Petite zone inventoriée</li> <li>- Les photographies ou les analyses vidéo sont chronophages</li> <li>- Profondeur opérationnelle limitée</li> <li>- Plongeurs hautement qualifiés requis</li> <li>- Outils nécessaires pour collecter des photos / vidéos nécessaires</li> </ul>   | Gatti et al. (2015b) ; Montefalcone et al. (2017) ; Piazzini et al. (2017a, 2019a)  |

|  |   |  |                   |                                       |   |  |                         |
|--|---|--|-------------------|---------------------------------------|---|--|-------------------------|
|  |   |  |                   |                                       | <ul style="list-style-type: none"> <li>taxons remarquables</li> <li>- Faible coût, facile à mettre en œuvre</li> <li>- Possibilité de collecter des échantillons</li> <li>- Possibilité de créer des archives</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Nombre limité d'espèces / de taxons observés</li> <li>- Seule l'observation 2D est autorisée</li> </ul>   |                         |
| Échantillonnage de plongée sous-marine par écouvillonnage ou collecte                  | 0 m à 40 m  | Petites surfaces (moins de 10 m <sup>2</sup> )   | À partir de 1 m   | 0,0001 à 0,001 km <sup>2</sup> /heure | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Très bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat</li> <li>- Toutes les espèces prises en compte</li> <li>- Identification <i>a posteriori</i></li> <li>- Faible coût, facile à mettre en œuvre</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Méthode destructive</li> <li>- Très petit espace inventorié</li> <li>- Matériel d'échantillonnage nécessaire</li> <li>- Profondeur opérationnelle limitée</li> <li>- Plongeurs hautement qualifiés requis</li> <li>- Chronophage sous l'eau</li> <li>- Analyse d'échantillons en laboratoire chronophage</li> </ul> | Bianchi et al. (2004b)  |
| <b>Méthodes</b>  | <b>Gamme de profondeur</b>  | <b>Surface</b>                                   | <b>Résolution</b> | <b>Efficacité énergétique</b>         | <b>Avantages</b>  | <b>Limites</b>   | <b>Références</b>       |
| Échantillonnage à partir de navires à préhenseurs à l'aveuglette dragues ou carottiers | 0 m à environ 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat des rhodolithes) | Zones intermédiaires (quelques km <sup>2</sup> ) | De 1 à 10 m       | 0,025 à 0,01 Km <sup>2</sup> /heure   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Très bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat</li> <li>- Toutes les espèces prises en compte</li> <li>- Identification <i>a posteriori</i></li> <li>- Faible coût, facile à mettre en œuvre</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Méthode destructive</li> <li>- Petite zone inventoriée</li> <li>- Matériel d'échantillonnage nécessaire</li> <li>- Analyse d'échantillons en laboratoire chronophage</li> </ul>   | PNUE/PAM-CAR/ASP (2015) |

Une surveillance efficace devrait être effectuée à intervalles définis sur une période donnée, même si cela peut signifier une réduction du nombre de sites surveillés. La référence «état zéro» sera ensuite comparée aux données provenant de périodes de surveillance ultérieures, assurant toujours la reproductibilité des données dans le temps. Ainsi, le protocole expérimental a une importance capitale. La position géographique des levés et des stations d'échantillonnage doit être localisée avec précision (en utilisant des bouées en surface et en enregistrant leurs coordonnées avec un GPS), et il est souvent nécessaire d'utiliser un marquage sous-marin (avec des piquets fixes dans la roche) pour positionner les cadres carrés ou transects dans la position originale exacte. Enfin, même s'il est indéniable qu'il existe des contraintes logistiques liées à l'observation des habitats de coralligènes et de rhodolithes, leur longue génération permet de réaliser des échantillonnages à long terme (> 1 an) pour les surveiller sur le long terme (Garrabou et al., 2002).

Bien que les méthodes destructives (écouvillonnage total du substrat et de tous les organismes présents sur une zone donnée) soient utilisées depuis longtemps et reconnues comme étant la méthode la plus appropriée pour décrire la structure des assemblages et une méthode irremplaçable pour les listes exhaustives d'espèces, elles ne sont pas souhaitables pour les opérations de surveillance régulières à long terme (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2008) et en particulier dans les AMP. En outre, l'identification des organismes nécessite une grande expertise taxonomique et une longue période d'analyse des échantillons, ce qui rend difficile le traitement du grand nombre de répliques requis pour les études écologiques et les levés de surveillance. Il est plus approprié de privilégier les méthodes non destructives, telles que l'échantillonnage photographique ou l'observation directe sous-marine dans des zones données (utilisant des cadres carrés ou des transects) pour collecter des données quantitatives. Ces méthodes ne nécessitent pas d'échantillonnage d'organismes et sont donc absolument appropriées pour une surveillance à long terme. Ces différentes méthodes peuvent être utilisées séparément ou ensemble en fonction des objectifs de l'étude, de la superficie inventoriée et des moyens disponibles (Tab. 3). Les méthodes non destructives sont de plus en plus utilisées et - principalement pour l'échantillonnage photographique - bénéficient d'avancées technologiques significatives.

Tableau 3 : Comparaison des trois méthodes classiques pour la surveillance de coralligènes et des autres peuplements de substrats durs (Bianchi *et al.*, 2004b)

| <b>Prélèvements <i>in situ</i></b> |   |
|------------------------------------|---|
| Avantages                          | Précision taxonomique, évaluation objective, échantillons de référence  |
| Inconvénients                      | Coût élevé, travail laborieux et lent, intervention de spécialistes, surface inventoriée limitée, méthode destructive   |
| Utilisation                        | Etudes intégrant une forte composante taxonomique   |
| <b>Suivi vidéo ou photo</b>        |   |
| Avantages                          | Evaluation objective, reproductibilité (si protocole précis), échantillons de référence, peut être automatisé, travail en plongée rapide, surface inventoriée importante, méthode non destructive, facilité d'acquisition des données à diverses échelles spatiales |
| Inconvénients                      | Précision taxonomique variable selon les organismes, problème d'interprétation des images <i>a posteriori</i>   |
| Utilisation                        | Etudes sur le cycle biologique ou le suivi temporel, gain de temps si la profondeur d'étude est élevée  |
| <b>Observations directes</b>       |   |
| Avantages                          | Faible coût, disponibilité immédiate des résultats, surface inventoriée   |

|               |   |
|---------------|---|
|               | importante, reproductibilité, méthode non destructive           |
| Inconvénients | Risque de subjectivité taxonomique, travail en plongée lent     |
| Utilisation   | Etudes exploratoires, suivi des peuplements, études bionomiques |

Contrairement aux herbiers marins, les descripteurs utilisés pour surveiller les assemblages coralligènes varient considérablement d’une équipe à l’autre et d’une région à l’autre, ainsi que leur protocole de mesure (Piazzì et al., 2019a et leurs références). Une première feuille normalisée de suivi coralligène a été créée dans le cadre des programmes Natura 2000, qui n’a résolu que partiellement les problèmes de comparabilité des données (figure 5). Cependant, les méthodes et les descripteurs pris en compte doivent faire l’objet d’un protocole normalisé. Bien que de nombreuses disparités subsistent entre les méthodes d’acquisition des données, une procédure intégrée et standardisée appelée STAR (procédure d’évaluation coralligène standardisée) pour surveiller l’état des récifs coralligènes a récemment été proposée (Piazzì et al., 2019a).

*Natura 2000 - Fiche Coralligène – ANTONIOLI 2010 – GIS Posidonie*

- Date : ..... - Observateur : ..... - N° de plongée & site : .....

• **Type de faciès :** *Cystoseira zosteroides*  *Eunicella singularis*   
*Eunicella cavolinii*  *Lophogorgia sarmentosa*   
*Paramuricea clavata*  Autre : .....

• **Gorgonaire :** Non → Oui

|                              | -- | - | + | ++ |
|------------------------------|----|---|---|----|
| Toutes les classes de taille |    |   |   |    |
| Nécrose                      |    |   |   |    |
| Gorgone arrachée             |    |   |   |    |
| Epibiontes                   |    |   |   |    |
| Recrutement (<3cm)           |    |   |   |    |

| Gorgonaire | Espèce : ..... |
|------------|----------------|
| .....cm    | .....cm        |

• **Aspect général :** Non → Oui

|                                       | -- | - | + | ++ |
|---------------------------------------|----|---|---|----|
| Sédimentation / vase                  |    |   |   |    |
| Voiles algaux                         |    |   |   |    |
| Impression de diversité (très coloré) |    |   |   |    |
| Faune cryptique riche                 |    |   |   |    |

Filet   
 Ancre   
 Fil   
 Déchet

Profondeur d’observation des gorgonaires :  
 • Max :  
 • Min :

• **Inventaire :**

| Macrophytes   |  |
|---|--|
| Lithophyllum & Mesophyllum en 3D  |  |
| Couverture de <i>Lithophyllum incusans</i> sans relief                              |  |
| Taches blanches sur Lithophyllum ou Mesophyllum                                     |  |
| Présence d’espèces dressées <i>Halimeda</i> , <i>Udotea</i> ; <i>Cystoseira</i> ... |  |

| Ichtyofaune                                     |  |
|---|--|
| Présence d’espèces-cibles avec grands individus |  |
| Poissons benthiques ou nectobenthiques          |  |

• **Observation :**

*Photos quadrats et paysagères à réaliser*



Figure 5 : Exemple de fiche synthétique utilisée dans le cadre des études NATURA 2000 par le GIS Posidonie (Antonioli, 2010).

**Protocole normalisé de surveillance de l'habitat coralligène des eaux peu profondes (jusqu'à 40 m de profondeur)**

Le protocole STAR (procédure d'évaluation coralligène standardisée) (Piazzini et al., 2019a) a été proposé pour surveiller l'état des récifs coralligènes et obtenir des informations sur la plupart des descripteurs utilisés par les différents indices écologiques adoptés à ce jour sur les récifs coralligènes, via un effort d'échantillonnage unique et une analyse des données.

Les plans de surveillance doivent d'abord faire la distinction entre les deux principales zones bathymétriques où se développent les récifs coralligènes, c'est-à-dire les récifs peu profonds et profonds, à une profondeur inférieure ou égale à environ 40 m respectivement (PNUE / PAM-CAR/ASP, 2008). En fait, les habitats coralligènes peu profonds et profonds peuvent présenter différentes structures d'assemblages et sont généralement soumis à différents types de pressions anthropiques. Les récifs peu profonds peuvent être étudiés efficacement en plongée, permettant d'obtenir des informations sur des descripteurs qui ne peuvent être évalués ou mesurés par aucune autre méthode instrumentale (Gatti et al., 2012, 2015a).

Saison : les assemblages coralligènes comprennent principalement des organismes ayant de longs cycles de vie et soumis à des changements saisonniers moins évidents (principalement la température de l'eau) que les assemblages moins profonds. En revanche, plusieurs changements temporels au cours de l'année ont été observés pour les assemblages de macroalgues, et certaines algues érigées saisonnières et certaines espèces filamenteuses constituant des gazons diminuent pendant la saison froide. En outre, les assemblages coralligènes sont souvent soumis à l'invasion de macroalgues exotiques et la plupart des macroalgues envahissantes présentent une dynamique saisonnière, contribuant ainsi à modifier la structure des assemblages coralligènes. Les espèces invasives les plus répandues sur les récifs coralligènes sont la *Rhodophyta Womersleyella setacea* et le *Chlorophyta Caulerpa cylindracea*. Ces deux espèces atteignent leur plus grande abondance entre la fin de l'été et l'automne. La dynamique saisonnière des macroalgues indigènes et envahissantes suggère donc de planifier les activités de surveillance entre avril et juin, et pas plus d'une fois par an.

Profondeur et pente : la gamme de profondeur où les récifs coralligènes peuvent évoluer avec la latitude et les caractéristiques de l'eau. De plus, différents types d'assemblages peuvent se développer dans la plage de profondeur des récifs coralligènes peu profonds. La pente du substrat rocheux est également importante pour déterminer la structure des assemblages coralligènes. Afin de définir une procédure d'échantillonnage standardisée permettant de collecter des données comparables, il convient de fixer la gamme de profondeur d'échantillonnage et l'inclinaison du substrat. Dans ce contexte, une profondeur d'environ 35 m sur un substrat vertical (c'est-à-dire une pente de 85 à 90 °) peut être considérée comme optimale pour garantir la présence d'assemblages coralligènes dans la plus grande partie de la mer méditerranée, y compris les régions méridionales des eaux oligotrophes. Des substrats rocheux verticaux situés à environ 35 m de profondeur peuvent également être facilement rencontrés près de la côte, qui se trouve dans la zone la plus touchée par les impacts anthropiques.

Plan d'échantillonnage, surface d'échantillonnage et nombre de répétitions : Les assemblages coralligènes présentent une structure homogène lorsqu'ils sont soumis à des conditions environnementales similaires, du moins dans la même zone géographique. Ils se caractérisent donc par une faible variabilité à des échelles spatiales comprises entre des centaines de mètres et des kilomètres, tandis que la variabilité à des échelles spatiales plus petites (de quelques mètres à plusieurs dizaines de mètres) est généralement élevée (Abbiati et al., 2009 ; Ferdeghini et al., 2000 ; Piazzini et al., 2016). Ces résultats suggèrent de planifier des plans d'échantillonnage axés sur une réplication élevée à petites échelles (c'est-à-dire des dizaines de mètres), alors que des échelles intermédiaires ou grandes (c'est-à-dire des centaines de mètres aux kilomètres, respectivement) nécessiteront moins de répétitions.

La surface d'échantillonnage est liée au nombre de répétitions et représente un facteur important à prendre en compte. Une surface minimale convenant à l'échantillonnage d'assemblages coralligènes n'a jamais été établie sans ambiguïté, de sorte que différentes surfaces d'échantillonnage répliquées ont

été proposées en fonction des méthodes adoptées (Piazzi et al., 2018 et leurs références). Les chercheurs conviennent que la surface d'échantillonnage dupliquée doit être plus grande que celle utilisée pour les habitats rocheux méditerranéens peu profonds ( $\geq 400 \text{ cm}^2$  ; Boudouresque, 1971), car l'abondance de grands animaux coloniaux caractérisant les assemblages coralligènes pourrait être sous-estimée lors de l'utilisation de petites zones d'échantillonnage. (Bianchi et al., 2004b). Indépendamment du nombre de répétitions, la plupart des approches proposées suggèrent une zone d'échantillonnage totale comprise entre 5,6 et 9 m<sup>2</sup>. Parravicini et al. (2009) ont signalé qu'une surface d'échantillonnage suffisamment grande est plus importante que la méthode spécifique (quadrates visuels ou photographie) pour mesurer les impacts humains sur les communautés de récifs rocheux méditerranéens. Des zones d'échantillonnage plus grandes avec un nombre inférieur de répliques sont utilisées pour les approches de paysage marin (Gatti et al., 2012). Au contraire, la plupart des techniques d'échantillonnage proposées pour les approches biocénétiques prennent en compte un plus grand nombre de répétitions avec une zone d'échantillonnage comparativement plus petite, généralement disposée le long de transects horizontaux (Cecchi et al., 2014 ; Deter et al., 2012 ; Kipson et al., 2011, 2014 ; Piazzi et al., 2015 ; Sartoretto et al., 2017 ; Teixidó et al., 2013). Une comparaison entre les deux plans d'échantillonnage testés sur le terrain n'a montré aucune différence significative (Piazzi et al., 2019a), suggérant que les deux approches peuvent être utilement utilisées. Ainsi, trois zones de 4 m<sup>2</sup> situées à quelques dizaines de mètres l'une de l'autre doivent être échantillonnées et au moins 10 échantillons photographiques répliqués de 0,2 m<sup>2</sup> chacun doivent être collectés dans chaque zone par des plongeurs scientifiques, pour une surface totale d'échantillonnage de 6m<sup>2</sup>. Cette conception peut être répétée en fonction de la taille du site à l'étude et permet l'analyse des données par des approches à la fois marines et biocénétiques (*voir le paragraphe Indices écologiques ci-dessous*).

Techniques d'échantillonnage : les assemblages coralligènes ont généralement été étudiés par des méthodes destructives utilisant l'écouvillonnage total du substrat, par des méthodes photographiques associées à la détermination de taxons et/ou de groupes morphologiques et par des techniques de recensement visuel. Les meilleurs résultats peuvent être obtenus en intégrant un échantillonnage photographique et des observations visuelles in situ. La première est la méthode la plus rentable qui nécessite moins de temps sous l'eau et permet de collecter un grand nombre d'échantillons nécessaires à l'analyse de la communauté dans un habitat à petite échelle à forte variabilité spatiale. Cette dernière méthode, utilisant des cadres carrés englobant une zone standard du substrat, s'est révélée tout aussi efficace, mais nécessite un temps de travail plus long sous l'eau (Parravicini et al., 2010), ce qui peut constituer un facteur limitant dans les profondeurs propices aux assemblages coralligènes. Une méthode d'Evaluation Visuelle Rapide (RVA) a été proposée pour une approche de paysage marin (Gatti et al., 2012, 2015a). L'Evaluation Visuelle Rapide (RVA) permet de capturer des informations supplémentaires par rapport à la technique photographique, telles que la taille des colonies d'espèces érigées et l'épaisseur et la consistance de l'accumulation de calcaire (*voir Descripteurs ci-dessous*). Une combinaison d'approches photographiques et visuelles, utilisant l'échantillonnage photographique pour évaluer la structure d'assemblages et intégrant des informations en collectant une quantité réduite de données avec la méthode RVA (taille des colonies d'espèces érigées, épaisseur et consistance de l'accumulation de calcaire) est donc suggérée.

Analyse d'échantillons photographiques : l'analyse d'échantillons photographiques peut être effectuée par différentes méthodes (Piazzi et al., 2019a et référence). L'utilisation d'une grille très dense (400 cellules, par exemple) ou de techniques de contournage manuelles au moyen d'un logiciel approprié peut être utile pour réduire la subjectivité de l'estimation de l'opérateur.

#### Descripteurs :

- *Charge sédimentaire* : Les récifs coralligènes sont particulièrement exposés aux dépôts de sédiments, en particulier de sédiments fins. Des études à la fois corrélatives et expérimentales ont démontré que l'augmentation du taux de sédimentation peut entraîner des modifications de la structure des assemblages de coralligènes, faciliter la propagation d'espèces plus tolérantes et opportunistes et entraîner la réduction de la diversité  $\alpha$ - et  $\beta$ -. Une sédimentation accrue peut affecter les assemblages coralligènes en recouvrant les organismes sessiles, en obstruant

les filtres et en inhibant le taux de recrutement, la croissance et les processus métaboliques. De plus, la remise en suspension des sédiments peut augmenter la turbidité de l'eau, limiter la production d'algues, et peut entraîner la mort et l'élimination des organismes sessiles par enfouissement et décapage. Ainsi, la quantité de sédiments déposés sur les récifs coralligènes a été prise en compte par plusieurs chercheurs (Deter et al., 2012 ; Gatti et al., 2012, 2015a) et constitue une information précieuse, associée à des descripteurs biotiques, permettant d'évaluer la qualité écologique d'une zone d'étude. La quantité de sédiment peut être évaluée indirectement en pourcentage de couverture dans les échantillons photographiques, car cette méthode a montré des résultats cohérents avec ceux obtenus par des techniques permettant d'estimer directement le dépôt de sédiment (à savoir, par une pompe aspirante).

- *Accumulation calcaire* : L'accrétion calcaire des récifs coralligènes peut être altérée par des impacts d'origine humaine. La croissance des organismes calcaires qui déposent du carbonate de calcium sur les récifs coralligènes est un processus lent qui peut être facilement perturbé par les modifications de l'environnement. Ainsi, l'épaisseur et la consistance du dépôt calcaire peuvent être considérées comme un indicateur efficace de la survenue d'un équilibre positif dans le processus de bioconstruction (Gatti et al., 2012, 2015a). L'épaisseur et la consistance du dépôt calcaire peuvent être mesurées sous l'eau à l'aide d'un pénétromètre manuel, avec six mesures répétées dans chacune des trois zones d'environ 4m<sup>2</sup> et à des dizaines de mètres de distance. Pour chaque mesure, le pénétromètre de poche marqué d'une échelle millimétrique doit être poussé dans la couche de carbonate, permettant ainsi la mesure directe de l'épaisseur de calcaire. Par définition, un pénétromètre mesure la pénétration d'un dispositif (une lame mince dans ce cas) dans un substrat, et la profondeur de pénétration dépend de la force exercée et de la résistance du matériau. Dans le cas d'un pénétromètre portatif, la force est celle du plongeur et ne peut donc pas être mesurée correctement et fournit une estimation semi-quantitative uniquement. En supposant que le plongeur exerce toujours approximativement la même force, la profondeur de la pénétration fournira une estimation approximative de l'épaisseur du matériau pénétré. Une pénétration nulle indique une roche dure et suggère que le substrat biogénique est absent ou que le processus de bioconstruction n'est plus actif ; une pénétration millimétrique indique la présence d'une bioconstruction active conduisant à un substrat biogénique calcaire ; et une pénétration centimétrique révèle une bioconstruction encore non consolidée.
- *Anthozoaires érigés* : Les anthozoaires érigés à longue vie, tels que les gorgones, sont considérés comme des espèces clés dans les récifs coralligènes, car ils contribuent à la structure tridimensionnelle typique des assemblages coralligènes, fournissant de la biomasse et des substrats biogéniques et contribuant grandement à la valeur esthétique du paysage marin méditerranéen sublittoral. Cependant, la présence et l'abondance de ces organismes peuvent ne pas être nécessairement liés à la qualité de l'environnement, mais plutôt à des facteurs naturels spécifiques agissant à l'échelle locale (Piazzi et al., 2017a). En conséquence, les récifs coralligènes sans anthozoaires dressés peuvent néanmoins posséder un bon état de qualité écologique. Cependant, la plupart des espèces dressées sont affectées par des facteurs physiques et climatiques régionaux ou mondiaux, tels que le réchauffement climatique, l'acidification des océans et l'augmentation de la turbidité de l'eau, indépendamment des mesures de protection locales. Plusieurs activités humaines agissant localement, telles que la pêche, l'ancrage ou la plongée sous-marine, peuvent également causer des dégâts en érection. Ainsi, lorsque les anthozoaires dressés sont des éléments structurants d'assemblages coralligènes, ils peuvent être utilement adoptés comme indicateurs écologiques par la mesure de différentes variables. La taille (hauteur moyenne) et le pourcentage de nécroses et d'épibios chez les anthozoaires dressés doivent être évalués selon l'approche visuelle RVA, en mesurant la hauteur de la plus haute colonie pour chaque espèce dressée et en estimant le pourcentage de couverture des colonies présentant des signes de nécrose et d'épibiose de chacune des trois zones d'environ 4m<sup>2</sup> et à des dizaines de mètres l'une de l'autre.

*Structure des assemblages* : Les assemblages coralligènes sont considérés comme très sensibles aux pressions induites par l'homme (Piazzi et al., 2019a et leurs références). Des

études corrélatives et expérimentales ont mis en évidence de profonds changements dans la structure des assemblages coralligènes soumis à plusieurs types de facteurs de stress. Les bioindicateurs les plus efficaces pour évaluer la qualité écologique des récifs coralligènes sont les bryozoaires dressés, les anthozoaires dressés et les macro-algues sensibles telles que *Udoteaceae*, *Fucales* et *Rhodophyte* érigé. Par ailleurs, la prédominance des gazons d'algues, des hydroïdes et des éponges encroûtantes semble indiquer des conditions dégradées. Ainsi, la présence et l'abondance de certains taxons/groupes morphologiques peuvent être considérées comme un indicateur efficace de l'état écologique des assemblages de coralligènes. Une valeur de niveau de sensibilité (SL) a été attribuée à chaque taxon/groupe morphologique sur la base de son abondance dans des zones soumises à différents niveaux de stress anthropogénique, les valeurs de niveau de sensibilité (SL) variant dans une échelle numérique allant de 1 à 10, où les valeurs faibles correspondent, aux organismes les plus tolérants et des valeurs élevées aux plus sensibles (Piazzi et al., 2017a ; Fig. 6). Récemment, une méthode a été proposée pour distinguer et mesurer la sensibilité à la perturbation (DSL) et la sensibilité au stress (SSL), la première causant la mortalité ou des dommages physiques et la dernière des modifications physiologiques, des organismes sessiles se développant dans les assemblages coralligènes (Montefalcone et autres), 2017). Les effets discriminants du stress dus aux perturbations peuvent permettre de mieux comprendre les effets des pressions humaines et naturelles sur les récifs coralligènes.

Le pourcentage de couverture des taxons/groupes morphologiques manifestes peut être évalué pour chaque échantillon photographique. Les valeurs de couverture (en%) de chaque taxon/groupe morphologique sont ensuite classées en huit classes d'abondance (Boudouresque, 1971) : (1) 0 à  $\leq 0,01\%$  ; (2) 0,01 à  $\leq 0,1\%$  ; (3) 0,1 à  $\leq 1\%$  ; (4) 1 à  $\leq 5\%$  ; (5) 5 à  $\leq 25\%$  ; (6) 25 à  $\leq 50\%$  ; (7) 50 à  $\leq 75\%$  ; (8) 75 à  $\leq 100\%$ ). Le SL global d'un échantillon est ensuite calculé en multipliant la valeur du SL de chaque taxon/groupe (Fig. 6) pour sa classe d'abondance, puis en faisant la somme de toutes les valeurs finales. Les assemblages coralligènes sont caractérisés par une biodiversité élevée, principalement liée à l'hétérogénéité du substrat biogénique, ce qui accroît l'occurrence de microhabitats et la présente des modèles distincts à différentes échelles temporelles et spatiales. Une diminution de la richesse en espèces (c.-à-d. de la diversité  $\alpha$ ) dans des conditions de stress a été largement décrite pour les récifs coralligènes (Balata et al., 2007), mais le nombre de taxons/groupes morphologiques par échantillon peut également être considéré comme un indicateur efficace supplémentaire de la qualité écologique. Ainsi, la richesse ( $\alpha$  - diversité, c'est-à-dire le nombre moyen de taxons/groupes par échantillon photographique) doit être calculée.

| Taxon/group   | SL |
|---|----|
| Algal turf  | 1  |
| Hydrozoans (e.g. <i>Eudendrium</i> spp.)  | 2  |
| <i>Pseudochlorodesmis furcellata</i>  | 2  |
| Perforating sponges (e.g. <i>Cliona</i> spp.)   | 2  |
| Dyctiotaes  | 3  |
| Encrusting sponges  | 3  |
| Encrusting bryozoans  | 3  |
| Encrusting ascidians (also epibiotic)   | 3  |
| Encrusting Corallinales, articulated Corallinales   | 4  |
| <i>Peyssonnelia</i> spp.  | 4  |
| <i>Valonia</i> spp., <i>Codium</i> spp.   | 4  |
| Sponges prostrate (e.g. <i>Chondrosia reniformis</i> , <i>Petrosia ficiformis</i> )         | 5  |
| Large serpulids (e.g. <i>Protula tubularia</i> , <i>Serpula vermicularis</i> )              | 5  |
| <i>Parazoanthus axinellae</i>   | 5  |
| <i>Leptogorgia saementosa</i>   | 5  |
| <i>Flabellia petiolata</i>  | 6  |
| Erect corticated terete Ochrophyta (e.g. <i>Sporochnus pedunculatus</i> )                   | 6  |
| Encrusting Ochrophyta (e.g. <i>Zanardinia typus</i> )                                       | 6  |
| Azooxantellate individual scleractinians (e.g. <i>Leptosammia pruvoti</i> )                 | 6  |
| Ramified bryozoans (e.g. <i>Caberea boryi</i> , <i>Cellaria fistulosa</i> )                 | 6  |
| <i>Palmophyllum crassum</i>   | 7  |
| Arborescent and massive sponges (e.g. <i>Axinella polypoides</i> )                          | 7  |
| <i>Salmacina-Filograna</i> complex  | 7  |
| <i>Myriapora truncata</i>   | 7  |
| Erect corticated terete Rodophyta (e.g. <i>Osmundea pelagosae</i> )                         | 8  |
| Bushy sponges (e.g. <i>Axinella damicomis</i> , <i>Acanthella acuta</i> )                   | 8  |
| <i>Eunicella verrucosa</i> , <i>Alcyonium acaule</i>  | 8  |
| Erect ascidians   | 8  |
| <i>Corallium rubrum</i> , <i>Paramuricea davata</i> , <i>Alcyonium coralloides</i>          | 9  |
| Zooxantellate scleractinians (e.g. <i>Cladocora caespitosa</i> )                            | 9  |
| <i>Pentapora fascialis</i>  | 9  |
| Flattened Rhodophyta with cortication (e.g. <i>Kallymenia</i> spp.)                         | 10 |
| <i>Halimeda tuna</i>  | 10 |
| Fucales (e.g. <i>Cystoseira</i> spp., <i>Sargassum</i> spp.), <i>Phyllariopsis brevipes</i> | 10 |
| <i>Eunicella singularis</i> , <i>Eunicella cavolini</i> , <i>Savalia savaglia</i>           | 10 |
| <i>Aedonella calveti</i> , <i>Reteporella grimaldii</i> , <i>Smittina cervicomis</i>        | 10 |

Figure 6 : Valeurs du niveau de sensibilité (SL) attribué à chacun des taxons/groupes morphologiques principaux dans les assemblages coralligènes (Piazzi et al., 2017a).

- Hétérogénéité spatiale.* Les assemblages coralligènes sont également caractérisés par une forte variabilité à petite échelle spatiale et, par conséquent, par des valeurs élevées de  $\beta$ -diversité, liées à la répartition inégale des organismes. Dans des conditions de stress, l'importance des facteurs biotiques dans la régulation de la distribution d'un organisme diminue, et son occurrence et son abondance suivent principalement le gradient de l'intensité du stress (Balata et al., 2005). La perte d'espèces pérennes structurantes et la prolifération d'algues éphémères conduisent à une homogénéisation biotique étendue (Balata et al., 2007 ; Gatti et al., 2015b, 2017) et à une réduction conséquente de la diversité  $\beta$  (Piazzi et al., 2007). 2016). Ainsi, la diversité des assemblages peut être considérée comme un indicateur précieux de la pression humaine sur les récifs coralligènes. La diversité  $\beta$ , en général, peut être calculée à l'aide de différentes méthodes ; dans le cas des assemblages coralligènes, la variabilité de la composition des espèces parmi les unités d'échantillonnage (hétérogénéité des assemblages) a été mesurée en termes de dispersion multivariée calculée sur la base de la distance aux

centroïdes (Piazzini et al., 2017a) par analyse permutative de la dispersion multivariée (PERMDISP). Ainsi, toute modification de la variabilité de composition affichée par PERMDISP peut être interprétée directement comme une modification de la diversité  $\beta$ .

**Protocole de surveillance de l'habitat coralligène mésophotique (jusqu'à 40 m de profondeur)**

L'utilisation de véhicules sans équipage, tels que des véhicules télécommandés, peut être considérée comme appropriée pour l'étude de récifs coralligènes profonds dans des environnements mésophotiques, jusqu'à 40m de profondeur (UNEP/MAP- CAR/ASP, 2008 ; Cánovas - Molina et al., 2016a ; Ferrigno et al., 2017). Le protocole italien MSFD (MATTM/ISPRA, 2016) pour la surveillance des récifs coralligènes et rocheux mésophotiques comprend un plan d'échantillonnage standard conçu pour rassembler diverses composantes quantitatives, telles que la présence et l'étendue de l'habitat (récifs biogéniques ou rocheux), le niveau d'envasement, l'abondance, la condition et la structure de la population des espèces mégabenthiques qui créent l'habitat (à savoir, les forêts animales), ainsi que la présence et la typologie des déchets marins.

Trois transects vidéo répliqués, chacun d'une longueur d'au moins 200m, doivent être collectés dans chaque zone étudiée (Enrichetti et al., 2019). Les séquences peuvent être obtenues au moyen d'un ROV, équipé d'une caméra numérique haute définition, d'un stroboscope, d'une caméra vidéo haute définition, de lumières et d'un préhenseur à 3 mâchoires. Le ROV devrait également héberger un système de positionnement acoustique sous-marin, un capteur de profondeur et un compas pour obtenir des pistes géoréférencées superposées sur des cartes multifaisceaux, le cas échéant. Deux faisceaux laser parallèles (angle de 90 °) peuvent fournir une échelle pour la référence de taille. Afin de garantir la meilleure qualité de séquences vidéo, les ROV doivent se déplacer le long de pistes linéaires, en mode d'enregistrement continu, à vitesse lente constante (<0,3 ms<sup>-1</sup>) et à une hauteur constante du bas (<1,5 m), permettant ainsi un éclairage adéquat et facilitant l'identification taxonomique de la mégafaune. Les transects sont ensuite positionnés le long des pistes de plongée au moyen d'un logiciel d'édition SIG. Chaque transect vidéo est analysé par l'une des techniques d'imagerie ROV, en prenant comme référence les heures de début et de fin de la piste de transect. Le recensement visuel des espèces mégabenthiques est réalisé sur toute l'étendue de chaque transect de 200m de long et dans un champ visuel de 50cm de large, pour un total de 100m<sup>2</sup> de surface inférieure recouverte par transect.

A partir de chaque transect, les paramètres suivants sont mesurés sur des vidéos :

- Étendue du fond dur, calculée en pourcentage du temps total de la vidéo montrant ce type de substrat (récifs rocheux et récifs biogéniques) et ensuite exprimée en m<sup>2</sup>.
- La richesse en espèces, en ne prenant en compte que les espèces sessiles remarquables et sédentaires mégabenthiques des fonds durs dans les couches intermédiaires et la canopée (*sensu* Gatti et al., 2015a). Les organismes sont identifiés au niveau taxonomique le plus bas et comptés. Les poissons et les organismes encroûtants ne sont pas pris en compte, de même que les espèces de fonds meubles typiques. Certaines espèces à fond dur, notamment les cnidaires, peuvent parfois envahir les fonds meubles en s'installant sur de petits débris durs dispersés dans l'environnement sédimentaire. Pour cette raison, les espèces à fond dur typiques (par exemple, *Eunicella verrucosa*) rencontrées dans des environnements fortement envasés doivent être prises en compte dans l'analyse.
- Les espèces structurantes sont comptées, mesurées (hauteur exprimée en cm) et la densité de chaque espèce structurante est calculée et référencée à la surface du fond dur (nombre de colonies ou d'individus m<sup>-2</sup>).
- Le pourcentage de colonies présentant des signes d'épibiose, de nécrose et directement empêtrées dans des engins de pêche perdus est calculé individuellement pour tous les anthozoaires structurants.
- Les déchets marins sont identifiés et comptés. La densité finale (en nombre d'éléments m<sup>-2</sup>) est calculée en considérant l'ensemble du transect (100 m<sup>2</sup>).

Dans chaque transect, il faut obtenir 20 photographies haute définition aléatoires ciblant les fonds durs et, pour chacune d'elles, estimer quatre paramètres, sur la base d'une échelle ordinale. Les valeurs modales pour chaque transect sont calculées. Les paramètres évalués sur les photos incluent :

- Pente du substrat : 0 °, <30 ° (basse), 30 ° -80 ° (moyenne), > 80 ° (haute)
- Couverture vivante basale, estimée en considérant le pourcentage de fonds dur recouvert par des organismes des couches basale (espèces encroûtantes) et intermédiaire (espèces dressées mais de moins de 10 cm de hauteur) : 0, 1 (<30%), 2 (30- 60%), 3 (> 60%)
- Couverture d'algues corallines (indicateur indirect de récif biogénique), estimée en considérant le pourcentage de couverture vivante basale représenté par les algues corallines incrustées : 0, 1 (peu abondant), 2 (abondant), 3 (très abondant)
- Niveau de sédimentation, estimé en considérant le pourcentage de fond dur recouvert de sédiments : 0%, <30% (faible), 30-60% (moyen), > 60% (élevé).

### ***Protocole de surveillance de l'habitat des rhodolithes***

Une méthode d'échantillonnage standardisée et commune pour la surveillance des fonds marins des rhodolithes n'est pas disponible à ce jour (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2008). Les fonds marins des rhodolithes méditerranéens semblent posséder des assemblages d'espèces d'algues coralliennes et peyssonnéliacées plus divers que leurs homologues de l'Atlantique, et être structurés par une série de combinaisons de formes de rhodolithes et de compositions coralliennes : des formes de croissance ramifiées monospécifiques aux rhodolithes multispécifiques (Basso et al, 2016). Par conséquent, les protocoles de surveillance disponibles pour l'échantillonnage et la surveillance des rhodolithes dans les eaux subtidales peu profondes ne peuvent pas être appliqués tels quels et nécessitent un étalonnage en fonction des spécificités méditerranéennes.

Une proposition récente de surveillance des lits de rhodolithes peut être trouvée dans Basso et al. (2016). La surveillance de l'habitat des rhodolithes peut être effectuée par plongée sous-marine et observation visuelle directe, avec échantillonnage et identification des taxons en laboratoire. Toutefois, les levés utilisant des ROV, des caméras remorquées ou, plus généralement, des navires utilisant des systèmes de préhension à l'aveuglette, des dragues ou des carottiers sont souvent privilégiées en raison de la plus grande homogénéité de ces populations (Tab. 4). La surveillance devrait prendre en compte toutes les variables déjà décrites pour la première caractérisation descriptive de l'habitat, avec l'ajout de la description quantitative complète de la communauté de rhodolithes, par le biais de levés périodiques. Une diminution de l'étendue des lits de rhodolithes, du ratio de rhodolithes vivants / morts, du pourcentage de couverture de rhodolithes vivants, associée à une modification de la composition de la communauté macrobenthique (algues calcaires ingénieurs et taxons associés) peut révéler des effets négatifs potentiels sur les lits de rhodolithes. Toutes les variations possibles de la forme de croissance, de la forme et de la structure interne des rhodolithes ont été simplifiées dans un schéma avec trois catégories principales comme points focaux le long d'un continuum : pralines compactes et nodulaires, rhodolithes à caissons plus grands et vacuolaires et branches non attachées (Fig. 5). Chacun des trois membres terminaux de la variabilité morphologique des rhodolithes correspond à un groupe typique (mais non exclusif) d'espèces coralliennes et de biotes associés, et est éventuellement corrélé à des variables environnementales, parmi lesquelles une instabilité du substrat (principalement due à l'hydrodynamique) et un taux de sédimentation le plus évident. Ainsi, l'indication du pourcentage de couverture par les trois catégories de rhodolithes vivants à la surface de chaque lit de rhodolithes est un indicateur approximatif de la complexité structurelle et écologique de l'habitat des rhodolithes. La grande diversité d'espèces hébergées dans les lits de rhodolithes nécessite des analyses de laboratoire longues et coûteuses pour l'identification des espèces. Les vidéos et les photos ne fournissent aucune information sur la composition des rhodolithes en raison de l'absence d'espèces remarquables et faciles à détecter. De plus, la plupart des espèces coralliennes n'appartenant qu'à quelques genres, l'utilisation de rangs taxonomiques supérieurs aux espèces n'est pas utile.

Tableau 4 : Comparaison entre quatre méthodes traditionnelles de surveillance de l'habitat des rhodolithes.

| <b>Observations en plongée</b>                 |   |
|--|---|
| Avantages                                      | Faible coût, disponibilité immédiate des résultats, méthode peu destructive, échantillons de référence, précision taxonomique, répartition des espèces  |
| Inconvénients                                  | Travail limité en profondeur, surface inventoriée réduite   |
| Utilisation                                    | Etudes exploratoires, suivi des peuplements, études bionomiques   |
| <b>Prélèvements en aveugle (benne, drague)</b> |   |
| Avantages                                      | Faible coût, facilité de mise en œuvre, précision taxonomique, échantillons de référence, analyse du substrat (granulométrie, calcimétrie, % de matière organique), profondeur d'étude élevée |
| Inconvénients                                  | Précision de l'observation, plusieurs réplicas nécessaires, surface inventoriée limitée, méthode destructive  |
| Utilisation                                    | Etudes localisées intégrant une composante taxonomique, validation des méthodes acoustiques   |
| <b>Suivi par ROV et caméras tractées</b>       |   |
| Avantages                                      | Evaluation objective, échantillons de référence (images), surface inventoriée importante, méthode non destructive, répartition des espèces, profondeur d'étude élevée                         |
| Inconvénients                                  | Coût élevé, faible précision taxonomique, problème d'interprétation des images <i>a posteriori</i> , observations superficielles, peu d'information sur le substrat                           |
| Utilisation                                    | Etudes de répartition et de suivi temporel, validation des méthodes acoustiques   |
| <b>Sonar à balayage latéral</b>                |   |
| Avantages                                      | Surfaces inventoriées très importantes, informations sur l'hydrodynamisme (figures sédimentaires), reproductibilité, méthode non destructive, profondeur d'étude élevée                       |
| Inconvénients                                  | Coût élevé, interprétation des sonogrammes, validations complémentaires (intercalibration), observations superficielles, aucune information taxonomique                                       |
| Utilisation                                    | Etudes sur de grandes surfaces, suivi des peuplements, études bionomiques   |

Un minimum de trois carottages avec une ouverture  $\geq 0,16$  m<sup>2</sup> doit être collecté dans chaque lit de rhodolithes à la même profondeur et sur une profondeur d'environ 20 cm de sédiment. Un carottier doit être ramassé dans la zone des rhodolithes présentant le pourcentage le plus élevé de couvert vivant (sur la base de plongées préliminaires au ROV), et les autres aussi loin que possible de celui-ci, en suivant le gradient de profondeur dans les directions opposées de l'extension maximum du lit de rhodolithes. Dans de nombreux cas, des échantillons ponctuels pourraient être utiles, mais il convient de prêter attention aux perturbations et au mélange des surfaces du fond de la mer, ainsi qu'à la perte possible de matériau pendant la récupération. Dans les cas extrêmes de matériaux très grossiers

empêchant la pénétration et la fermeture du caisson, un préhenseur pourrait être utilisé, bien qu'il ne puisse pas préserver la stratification. Une fois le carottage récupéré, une photographie en couleur de toute la surface du carottage, à une résolution suffisamment élevée pour reconnaître la morphologie des rhodolithes et d'autres organismes vivants manifeste, doit être prise. De plus, il faut signaler la possible prolifération d'algues charnues pouvant affecter le taux de croissance des rhodolithes. Les descripteurs suivants doivent ensuite être évalués : 1) estimation visuelle du pourcentage de couverture d'algues calcaires rouges vivantes ; 2) estimation visuelle du ratio de rhodolithes vivants/morts calculé pour la surface du carottage ; 3) évaluation visuelle des morphologies des rhodolithes caractérisant l'échantillon (Fig. 5) ; 4) mesure de l'épaisseur de la couche de rhodolithes vivants. L'échantillon de sédiment est ensuite lavé à travers un tamis (maillage de 0,5 mm, par exemple) et l'échantillon traité avec le Rose Bengal pour colorer le matériel vivant avant d'être conservé pour être trié au microscope aux fins d'identification des taxons. Toutes les algues calcaires vivantes et les phytobenthos et zoobenthos qui les accompagnent doivent être identifiés et quantifiés afin de permettre la détection de la variabilité dans l'espace et dans le temps, ainsi que de tout changement faisant suite à des impacts éventuels. Les espèces d'algues doivent être évaluées selon une approche semi-quantitative (classes d'abondance de la couverture d'algues : absentes, 1-20%, 21-40%, 41-60%, 61-80%, > 81%). Pour les analyses moléculaires, les échantillons de morphotypes de rhodolithes de référence doivent être séchés à l'air et conservés dans du gel de silice. L'échantillon de sédiment doit être analysé pour la taille de grain (obligatoire) et la teneur en carbonate.

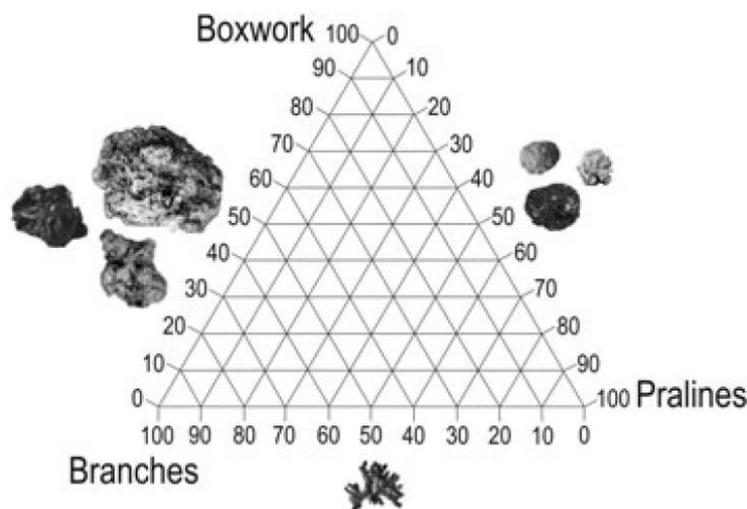


Figure 5 : Diagramme ternaire pour la description de la tridimensionnalité du lit des rhodolithes. Le pourcentage de couverture de chaque morphotype de rhodolithes, par rapport à la couverture totale de rhodolithes, peut être tracé sur l'axe correspondant. Les trois principaux morphotypes de rhodolithes (des rhodolithes encaissantes, pralines et branches non attachées) sont conçus comme des points focaux d'un continuum auquel toute morphologie possible des rhodolithes peut être approximativement attribuée de Basso et al. (2016).

#### *Indices écologiques*

Afin d'évaluer l'état écologique des récifs coralligènes, plusieurs indices écologiques ont été développés selon différentes approches (Kipson et al., 2011, 2014 ; Teixidó et al., 2013 ; Zapata-Ramírez et al., 2013 ; David et al., 2014. ; Féral et al., 2014 ; Piazzini et al., 2019), résumés dans le Tab. 5. La plupart des indices écologiques disponibles pour la surveillance des récifs coralligènes peu profonds nécessitent des levés en plongée sous-marine. Ces indices ont été développés selon différentes approches et adoptent des descripteurs et des techniques d'échantillonnage distincts, ce qui entrave la comparaison des données et des résultats et nécessite des procédures d'étalonnage comparatif. Des descriptions détaillées des outils d'échantillonnage et des méthodologies adoptées

pour chacun des index énumérés dans le tableau 5 figurent dans les références bibliographiques correspondantes.

Par exemple, ESCA (Statut Ecologique des Assemblages Coralligènes ; Cecchi et al., 2014 ; Piazzi et al., 2015, 2017a), ISLA (Niveau de Sensibilité Intégrée des Assemblages Coralligènes ; Montefalcone et al., 2017) et CAI (Indice d'Évaluation Coralligène ; Deter et al., 2012) sont basés sur une approche biocénotique dans laquelle les assemblages coralligènes sont examinés en termes de composition et d'abondance de toutes les espèces pour ESCA et ISLA, et en pourcentage de couverture de boue, de bryozoaires et d'organismes constructeurs (c.-à-d. Corallinales , bryozoaires, sclérectiniens) pour CAI.

EBQI (Indice de Qualité Basé sur l'Ecosystème ; Ruitton et al., 2014) adopte une approche Web trophique au niveau de l'écosystème, dans laquelle les différentes composantes fonctionnelles sont identifiées, et un indice d'Etat Ecologique est mesuré pour chacune d'entre elles.

COARSE (Évaluation des Populations de Corail suivant l'estimation de ReefScape ; Gatti et al., 2012, 2015a) utilise une approche au niveau du paysage marin pour fournir des informations sur la structure des récifs coralligènes afin d'évaluer l'intégrité du fond marin. Étant donné que le coralligène se caractérise par une forte hétérogénéité, une grande fragmentation et la coexistence de plusieurs assemblages biotiques, une approche au niveau du paysage marin semble être la solution la plus raisonnable pour sa caractérisation.

OCI (Indice Global de Complexité ; Paoli et al., 2016) combine des mesures de complexité structurelle et fonctionnelle, tandis que INDEX-COR (réseau d'étude du coralligène en méditerranée) (Sartoretto et al., 2017) intègre trois descripteurs (la sensibilité des taxons à la matière organique et le dépôt de sédiment, richesse taxonomique observable et complexité structurelle des assemblages) pour évaluer l'état de santé des assemblages coralligènes.

Des étalonnages parmi certains des indices écologiques énumérés ci-dessus ont déjà été effectués. La comparaison entre ESCA et COARSE (Montefalcone et al., 2014 ; Piazzi et al., 2014, 2017a, 2017b), qui sont les deux indices avec le plus grand nombre d'applications réussies à ce jour (Piazzi et al., 2017b) sur 24 sites du Nord-Ouest de la Méditerranée a montré que les deux indices fournissaient des informations différentes mais complémentaires pour déterminer la qualité intrinsèque des récifs coralligènes et détecter les effets des pressions humaines sur les assemblages associés. L'utilisation simultanée des indices ESCA et COARSE peut donc être efficace pour fournir des informations sur l'altération de la qualité écologique des récifs coralligènes. Une comparaison récente entre ESCA, ISLA et COARSE a également été réalisée (Piazzi et al., 2018), mettant en évidence que les principales différences entre les indices sont liées aux différentes approches utilisées et que les indices ESCA et ISLA ont abouti à des résultats très cohérents en se basant sur une approche biocénotique. Enfin, les indices CAI, ESCA, COARSE et INDEX-COR ont été comparés parmi 21 sites situés le long des côtes méridionales de la France (Gatti et al., 2016). Les résultats ont montré que les quatre indices ne sont pas toujours concordants pour indiquer la qualité écologique des habitats coralligènes, certaines mesures étant plus sensibles que d'autres à la pression croissante.

Peu d'efforts ont été déployés pour définir des indices pour les environnements mésophotiques sur la base des tracés de ROV, générant trois indices au niveau du paysage marin (Tab. 6), à savoir MAES (statut écologique des assemblages mésophotiques ; Cánovas-Molina et al., 2016a), CBQI (Indice de la Qualité des Bioconstructions Coralligènes ; Ferrigno et al., 2017) et MACS (Statut de Conservation des Assemblages Mésophotiques ; Enrichetti et al., 2019). MACS est un nouvel indice multiparamétrique composé de deux unités indépendantes, l'Indice de Statut (Is) et l'Indice d'Impact (Ii) suivant une approche DPSIR (Forces motrices - Pressions - Statut - Impacts - Réponse). L'indice intègre trois descripteurs inclus dans la DCSMM et énumérés dans la Convention de Barcelone pour définir le statut environnemental des mers, à savoir la diversité biologique, l'intégrité des fonds marins et les déchets marins. L'Is décrit la complexité biocénotique de l'écosystème étudié, tandis que l'Ii décrit les impacts qui l'affectent. L'état environnemental est le résultat de l'état des communautés benthiques et de la quantité d'impacts sur celles-ci : l'indice MACS intègre mesure l'état environnemental des habitats coralligènes profonds résultant de la combinaison des deux unités et de leur importance écologique. L'indice MACS a été effectivement calibré sur 14 récifs mésophotiques

tempérés des mers Ligure et Tyrrhénienne, tous caractérisés par l'apparition de récifs tempérés mais soumis à différentes conditions environnementales et à différents niveaux de pression humaine.

### **Observations finales**

Inventorier et surveiller l'état des récifs coralligènes et des fonds marins de rhodolithes en méditerranée constitue un défi unique compte tenu de l'importance écologique et économique de ces habitats et des menaces qui pèsent sur leur existence. Longtemps ignorés en raison de leur accessibilité difficile et des moyens d'investigation limités, ces habitats sont aujourd'hui largement inclus dans les programmes de surveillance pour évaluer la qualité de l'environnement.

Une approche standardisée doit être encouragée pour surveiller l'état des récifs coralligènes et des fonds marins des rhodolithes, et notamment :

- Les connaissances sur la répartition des fonds marins des récifs coralligènes et des rhodolithes devraient être continuellement améliorées à l'échelle de la Méditerranée et les zones/sites de référence devraient être individués.
- Un ensemble de longues données chronologiques doit être envisagé et un réseau d'experts méditerranéens installé.
- Des réseaux de surveillance, gérés localement et coordonnés à l'échelle régionale, devraient être mis en place et les protocoles normalisés proposés devraient être appliqués à l'ensemble de la Méditerranée, tant sur les récifs coralligènes que sur les fonds marins des rhodolithes.

Tableau 5 : Descripteurs utilisés dans les indices écologiques principalement adoptés dans les programmes de surveillance régionaux/nationaux pour évaluer la qualité de l'environnement de l'habitat coralligène peu profond (jusqu'à 40 m de profondeur) et fondés sur différentes approches.

| Indice               | Méthode   | Analyse de l'image   | Descripteurs  |
|----------------------|---|--|---|
| <i>Biocénotique</i>  |   |  |   |
| ESCA                 | Échantillons photographiques : 30 quadrats photographiques (50 cm × 37,5 cm) dans deux zones distantes de plusieurs centaines de mètres                 | Image Logiciel J 'pour l'estimation du pourcentage de couverture des principaux taxons et/ou groupes morphologiques de macro-invertébrés sessiles et de macro-algues | 3 descripteurs : niveau de sensibilité de toutes les espèces (SL) ; $\alpha$ diversité (diversité des assemblages) ; $\beta$ diversité (hétérogénéité des assemblages)  |
| ISLA                 | Échantillons photographiques : 30 quadrats photographiques (50 cm × 37,5 cm) dans deux zones distantes de plusieurs centaines de mètres                 | Image Logiciel J 'pour l'estimation du pourcentage de couverture des principaux taxons et/ou groupes morphologiques de macro-invertébrés sessiles et de macro-algues | 2 descripteurs : Niveau de sensibilité intégré de toutes les espèces (ISL), à savoir, SL au stress et SL aux perturbations  |
| CAI                  | Échantillons photographiques : 30 quadrats photographiques (50 cm × 50 cm) le long d'un transect de 40 m de long  | Logiciel CPCe 3.6 pour l'estimation du pourcentage de couverture par chaque espèce   | 3 descripteurs : % de couverture de boue ; % de couverture des constructeurs ; % de couverture de bryozoaires   |
| <i>Écosystème</i>    |   |  |   |
| EBQI                 | Observation directe in situ et échantillons. Un modèle conceptuel simplifié du fonctionnement de l'écosystème à 10 compartiments fonctionnels           |  | 11 descripteurs : % de couverture de constructeurs ; % de couverture des espèces non calcaires ; abondance de filtres et de suspensivores ; présence de bioérodeurs et densité d'oursins ; abondance de brouteurs et de navigateurs ; biomasse de poissons planctonivores ; biomasse de poissons prédateurs ; biomasse de poissons piscivores ; Indice de diversité relative spécifique pour les poissons ; % de couverture de débris benthiques ; densité des débris |
| <i>Paysage marin</i> |   |  |   |
| COARSE               | Observations directes in situ avec évaluation visuelle rapide (RVA) : 3 estimations visuelles répétées sur une zone d'environ 2 m <sup>2</sup> chacune. |  | 9 descripteurs, 3 pour chaque couche :<br><br><u>Couche basale</u> % de couverture de rhodophyta calcifiée encroûtantes, d'algues encroûtantes non calcifiées, d'animaux encroûtants, d'algues formant une pelouse et de sédiments ;  |

|                        |   |   |  |
|------------------------|---|---|--|
|                        |   |   | <p>une évaluation semi-quantitative des traces d'espèces foreuses ; épaisseur et consistance de la couche calcaire avec un pénétromètre portatif (5 répétitions)</p> <p><u>Couche intermédiaire</u> : richesse spécifique ; n ° d'organismes calcifiés dressés ; sensibilité des bryozoaires</p> <p><u>Couche supérieure</u> : % total de la couverture des espèces ; % de nécrose de chaque population ; hauteur maximale du spécimen le plus haut</p>  |
| <i>Système intégré</i> |   |   |  |
| INDEX-COR              | Échantillons photographiques et observations directes : 30 quadrates photographiques (60 cm × 40 cm) le long de deux transects de 15 m de long (15 photos par transect) ; recensement visuel des déchets marins, des espèces sessiles et mobiles benthiques manifestes (échinodermes, décapodes et nudibranches de crustacés), estimation du% de couverture de gorgones et d'éponges, % de colonies nécrotiques de gorgones | Logiciel gratuit photoQuad, utilisant la technique du nombre de points uniforme | 3 descripteurs : niveau de sensibilité des taxons (TS) à l'apport de matière organique et de sédiments ; richesse taxonomique de taxons manifestes reconnaissables visuellement sur des photo-quadrants et in situ ; complexité structurelle de l'habitat, définie à partir du% de couverture des taxons appartenant aux couches basale et intermédiaire estimée à partir des photo-quadrates et du% de couverture de gorgones et de grandes éponges observées in situ le long des transects de la couche supérieure |
| OCI                    | Cartes détaillées disponibles des habitats benthiques   |   | Surface couverte par des coralligènes obtenue à partir de cartes ; liste des principaux groupes taxonomiques trouvés dans l'habitat ; biomasse par unité de surface de chaque groupe taxonomique obtenu à partir de la littérature. Ces descripteurs sont utilisés pour calculer l'exergie et l'exergie spécifique en tant que mesure de la complexité structurelle, tandis que le débit et les informations en tant que mesure de la complexité fonctionnelle.  |

Tableau 6 : Descripteurs utilisés dans les indices écologiques principalement adoptés dans les programmes de surveillance régionaux / nationaux pour évaluer la qualité environnementale de l'habitat coralligène profond (de 40 à 120 m de profondeur) présent dans la zone mésophotique peu profonde.

| Indice          | Méthode  | Analyse de l'image   | Descripteurs  |
|-----------------|--|--|---|
| <i>Seascope</i> |  |  |   |
| MAES            | Levé ROV : transects vidéo de 500 m de long par zone et 20 photographies aléatoires à haute résolution frontalement au fond marin                          | Programme VLC pour la vidéo et logiciel Image J 'pour les photos   | 6 descripteurs : n ° de taxons mégabenthiques, % de couverture biotique dans la couche basale ; densité des espèces dressées ; hauteur moyenne et pourcentage de couverture des espèces dominantes dressées ; % de colonies avec épiose / nécrose ; densité de déchets marins   |
| CBQI            | Levé et photographies ROV  | Logiciel VisualSoft pour la vidéo et le logiciel DVDVideoSoft pour obtenir des images aléatoires toutes les 10 s pour l'analyse quantitative | 9 descripteurs : % de couverture de coralligène sur le fond ; n ° de groupes morphologiques ; densité des coraux de fan ; % de colonies avec épiose / nécrose ; % de colonies avec des signes couverts / enchevêtrés ; % d'engins de pêche ; profondeur ; pente ; type de sous-carte  |
| MACS            | Levé ROV : trois transects vidéo répliqués, chacun d'une longueur d'au moins 200 m, et 20 photographies aléatoires à haute résolution devant le fond marin | Programme VLC pour la vidéo et logiciel Image J 'pour les photos   | 12 descripteurs : richesse spécifique des espèces sessiles et sédentaires mégabenthiques remanifestes dans les couches intermédiaires et la canopée ; % de couvert des espèces basales encroûtantes ; % de couverture d'algues corallines ; dominance des espèces structurantes ; densité des espèces structurantes ; hauteur des espèces structurantes ; % de couverture de sédiment ; % de colonies présentant des signes d'épibiosis ; % de colonies présentant des signes de nécrose ; % de colonies directement empêtrées dans des engins de pêche perdus ; densité de déchets marins ; typologie des déchets marins |

## References

- Abbiati M., Airoidi L., Costantini F., Fava F., Ponti M., Virgilio M. 2009. Spatial and temporal variation of assemblages in Mediterranean coralligenous reefs. In: Pergent-Martini C., Bricchet M. (Eds.), Proceedings of the first symposium on the coralligenous and other calcareous bioconcretions of the Mediterranean Sea, Tabarka, Tunis, 15–16 January 2009. Tunis, Tunisia, UNEP/MAP–RAC/SPA, 34-39.
- Agnesi S., Annunziatellis A., Cassese M.L., La Mesa G., Mo G., Tunesi L. 2008. Synthesis of the cartographic information on the coralligenous assemblages and other biogenic calcareous formations in the Mediterranean Sea. Avenant N° 3/2008/RAC/SPA en référence au Mémorandum de coopération N° 6/2002/RAC/SPA, 50 p.+ 4 Annexes.
- Antonioli P.A. 2010. Fiche d'aide à la caractérisation de l'Habitat Natura 2000 Coralligène. GIS Posidonie publ., France.
- Astruch P., Goujard A., Rouanet E., Boudouresque C.F., Verlaque M., Berthier L., Daniel B., Harmelin J.G., Peirache M., Peterka A., Ruitton S., Thibaut T. 2019. Assessment of the conservation status of coastal detrital sandy bottoms in the Mediterranean Sea: an ecosystem-based approach in the framework of the ACDSEA project. In: Langar H., Ouerghi A. (Eds), Proceedings of the 3<sup>rd</sup> Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous & other Calcareous Bio-Concretions (Antalya, Turkey, 15-16 January 2019), SPA/RAC publ., Tunis, 23-29.
- Balata D., Piazzì L., Benedetti-Cecchi L. 2007. Sediment disturbance and loss of  $\beta$  diversity on subtidal rocky reefs. *Ecology* 88, 2455-2461.
- Balata D., Piazzì L., Cecchi E., Cinelli F. 2005. Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposits. *Marine Environmental Research* 60, 403-421.
- Ballesteros E. 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 44, 123-195.
- Basso D., Babbini L., Kaleb S., Bracchi V.A., Falace A. 2016. Monitoring deep Mediterranean rhodolith beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26 (3), 549-561.
- Bellan-Santini D., Bellan G., Bitar G., Harmelin J.G., Pergent G. 2002. Handbook for interpreting types of marine habitat for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest. RAC/SPA (Ed.), UNEP publ., 217 p.
- Bianchi C.N. 2001. Bioconstruction in marine ecosystems and Italian marine biology. *Biologia Marina Mediterranea* 8, 112-130.
- Bianchi C.N., Ardizzone G.D., Belluscio A., Colantoni P., Diviacco G., Morri C., Tunesi L. 2004a. Benthic cartography. *Biologia Marina Mediterranea* 10 (Suppl.), 347-370.
- Bianchi C.N., Pronzato R., Cattaneo-Vietti R., Benedetti-Cecchi L., Morri C., Pansini M., Chemello R., Milazzo M., Fraschetti S., Terlizzi A., Peirano A., Salvati E., Benzoni F., Calcinai B., Cerrano C., Bavestrello G. 2004b. Hard bottoms. *Biologia Marina Mediterranea* 10 (Suppl.), 185-215.
- Bonacorsi M., Clabaut P., Pergent G., Pergent-Martini C. 2010. Cartographie des peuplements coralligènes du Cap Corse - Rapport de mission CAPCORAL, 4 Août–11 Septembre 2010. Contrat Agence des Aires Marines Protégées/GIS Posidonies, 1-34 + Annexes.
- Boudouresque C.F. 1971. Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Téthys* 3, 79-104.
- Canessa M., Montefalcone M., Bavestrello G., Povero P., Coppo S., Morri C., Bianchi C.N. 2017. Fishery maps contain approximate but useful information for inferring the distribution of marine habitats of conservation interest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 187, 74-83.
- Cánovas Molina A., Bavestrello G., Cau A., Montefalcone M., Bianchi C.N., Morri C., Canese S., Bo M. 2016a. A new ecological index for the status of deep circalittoral Mediterranean megabenthic

- assemblages based on ROV photography and video footage. *Continental Shelf Research* 121, 13-20.
- Cánovas Molina A., Montefalcone M., Canessa M., Coppo S., Diviacco G., Morri C., Ferrari M., Cerrano C., Bavestrello G., Bianchi C.N. 2014. Coralligenous reefs in Liguria: distribution and characterization. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds), *Proceedings of the 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous and other Calcareous Bio-Concretions* (Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014). UNEP/MAP–RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 55-60.
- Cánovas Molina A., Montefalcone M., Vassallo P., Morri C., Bianchi C.N., Bavestrello G. 2016b. Combining historical information, acoustic mapping and in situ observations: An overview from coralligenous in Liguria (NW Mediterranean Sea). *Scientia Marina* 80 (1), 7-16.
- Cecchi E., Gennaro P., Piazzini L., Ricevuto E., Serena F. 2014. Development of a new biotic index for ecological status assessment of Italian coastal waters based on coralligenous macroalgal assemblages. *European Journal of Phycology* 49, 298-312.
- Cinelli F. 2009. Field survey methods and mapping: 136-139. In: Relini G. (Ed.), *Marine bioconstructions, nature's architectural seascapes*. Italian Ministry of the Environment, Land and Sea Protection, Friuli Museum of Natural History, Udine. *Italian Habitats* 22, 159 p.
- David R., Arvanitidis C., Çinar, M.E., Sartoretto S., Dogan A., Dubois S., ... Féral J.-P. 2014. CIGESMED protocols: How to implement a multidisciplinary approach on a large scale for coralligenous habitats survey. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds.), *Proceedings of the second Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous bio-concretions*, Portorož, Slovenia, 29–30 October 2014. UNEP/MAP–RAC/SPA, Tunis, 66-71.
- Deter J., Descamp P., Ballesta L., Boissery P., Holon F. 2012. A preliminary study toward an index based on coralligenous assemblages for the ecological status assessment of Mediterranean French coastal waters. *Ecological Indicators* 20, 345-352.
- Enrichetti F., Bo M., Morri C., Montefalcone M., Toma M., Bavestrello G., Tunesi L., Canese S., Giusti M., Salvati E., Bianchi C.N. 2019. Criteria to assess the environmental status of temperate mesophotic reefs. *Ecological Indicators* 102, 218-229.
- Féral J.-P., Arvanitidis C., Chenuil A., Çinar M.E., David R., Frémaux A., ... Sartoretto S. 2014. CIGESMED: Coralligenous based indicators to evaluate and monitor the “Good Environmental Status” of the Mediterranean coastal waters, a SeasEra project. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds), *Proceedings of the 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous and other Calcareous Bio-Concretions* (Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014). UNEP/MAP–RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 15-21.
- Ferdegghini F., Acunto S., Cocito S., Cinelli F. 2000. Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri Island (Tuscan Archipelago, northwestern Mediterranean). *Hydrobiologia* 440, 27-36.
- Ferrigno F., Russo G.F., Sandulli R. 2017. Coralligenous Bioconstructions Quality Index (CBQI): a synthetic indicator to assess the status of different types of coralligenous habitats. *Ecological Indicators* 82, 271-279.
- Garrabou J., Perez T., Sartoretto S., Harmelin J.G. 2001. Mass mortality event in red coral (*Corallium rubrum*, Cnidaria, Anthozoa, Octocorallia) population in the Provence region (France, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 217, 263-272.
- Garrabou J., Sala E., Arcas A., Zabala M. 1998. The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology* 12, 302-312.
- Gatti G., Bianchi C.N., Montefalcone M., Venturini S., Diviacco G., Morri C. 2017. Observational information on a temperate reef community helps understanding the marine climate and ecosystem shift of the 1980-90s. *Marine Pollution Bulletin* 114, 528-538.

- Gatti G., Bianchi C.N., Morri C., Montefalcone M., Sartoretto S. 2015a. Coralligenous reefs state along anthropized coasts: application and validation of the COARSE index, based on a Rapid Visual Assessment (RVA) approach. *Ecological Indicators* 52, 567-576.
- Gatti G., Bianchi C.N., Parravicini V., Rovere A., Peirano A., Montefalcone M., Massa F., Morri C. 2015b. Ecological change, sliding baselines and the importance of historical data: lessons from combining observational and quantitative data on a temperate reef over 70 years. *PLOS-One* 10 (2), e0118581.
- Gatti G., Montefalcone M., Rovere A., Parravicini V., Morri C., Albertelli G., Bianchi C.N. 2012. Seafloor integrity down the harbour waterfront: first characterisation and quality evaluation of the coralligenous rocky shoals of Vado Ligure (NW Mediterranean Sea). *Advanced in Oceanography and Limnology* 3, 51-67.
- Gatti G., Piazzì L., Schon T., David R., Montefalcone M., Feral J.P., Sartoretto S. 2016. A comparison among coralligenous-based indices for the assessment of the marine ecological quality. The 50° European Marine Biology Symposium (EMBS), 26-30 September 2016, Rhodes, Greece.
- Georgiadis M., Papatheodorou G., Tzanatos E., Geraga M., Ramfos A., Koutsikopoulos C., Ferentinos G. 2009. Coralligène formations in the eastern Mediterranean Sea: Morphology, distribution, mapping and relation to fisheries in the southern Aegean Sea (Greece) based on high-resolution acoustics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 368, 44-58.
- Gubbay S., Sanders N., Haynes T., Janssen J.A.M., Rodwell J.R., Nieto A., ... Calix M. 2016. European Red List of habitats. Part 1. Marine habitats. Luxembourg City, European Union Publications Office, Luxembourg.
- Harmelin J.G. 1990. Ichtyofaune des fonds rocheux de Méditerranée : structure du peuplement du coralligène de l'île de Port-Cros (parc national, France). *Mésogée* 50, 23-30.
- Kenny A.J., Cato I., Desprez M., Fader G., Schuttenhelm R.T.E., Side J. 2003. An overview of seabed-mapping technologies in the context of marine habitat classification. *ICES Journal of Marine Science* 60 (2), 411-418.
- Kipson S., Fourt M., Teixidó N., Cebrian E., Casas E., Ballesteros E., ... Garrabou J. 2011. Rapid biodiversity assessment and monitoring method for highly diverse benthic communities: A case study of Mediterranean coralligenous outcrops. *PLoS ONE* 6, e27103.
- Kipson S., Kaleb S., Kružić P., Rajković Ž., Žuljević A., Jaklin A., ... Garrabou J. 2014. Croatian coralligenous monitoring protocol: The basic methodological approach. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds), *Proceedings of the 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous and other Calcareous Bio-Concretions* (Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014). UNEP/MAP-RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 95-99.
- Martin C.S., Giannoulaki M., De Leo F., Scardi M., Salomidi M., Knittweis L., ... Bavestrello G. 2014. Coralligenous and maërl habitats: predictive modelling to identify their spatial distributions across the Mediterranean Sea. *Scientific Reports* 4, 5073.
- MATTM/ISPRA. 2016. Programmi di Monitoraggio per la Strategia Marina. Art.11, D.lgs. 190/2010. Schede Metodologiche Modulo 7 - Habitat coralligeno. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione dell'Ambiente, Roma, Italia.
- Montefalcone M., Cánovas-Molina A., Cecchi E., Guala I., Morri C., Bavestrello G., ... Piazzì L. 2014. Comparison between two methods for the assessment of ecological quality of coralligenous assemblages. *Biologia Marina Mediterranea* 21, 240-241.
- Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N., Bavestrello G., Piazzì L. 2017. The two facets of species sensitivity: stress and disturbance on coralligenous assemblages in space and time. *Marine Pollution Bulletin* 117, 229-238.
- Montefalcone M., Rovere A., Parravicini V., Albertelli G., Morri C., Bianchi C.N. 2013. Evaluating change in seagrass meadows: a time-framed comparison of Side Scan Sonar maps. *Aquatic*

Botany 104, 204-212.

- Pérès J.M., Picard J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Méditerranée. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume 3, 1-137.
- Paoli C., Morten A., Bianchi C.N., Morri C., Fabiano M., Vassallo P. 2016. Capturing ecological complexity: OCI, a novel combination of ecological indices as applied to benthic marine habitats. *Ecological Indicators* 66, 86-102.
- Parravicini V., Ciribilli G., Morri C., Montefalcone M., Albertelli G., Bianchi C.N. 2009. Size matters more than method: visual quadrats vs photography in measuring the impact of date mussel collection on Mediterranean rocky reef communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81, 359-367.
- Parravicini V., Micheli F., Montefalcone M., Villa E., Morri C., Bianchi C.N. 2010. Rapid assessment of benthic communities: a comparison between two visual sampling techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 395, 21-29.
- Piazzì L., Bianchi C.N., Cecchi E., Gatti G., Guala I., Morri C., Sartoretto S., Serena F., Montefalcone M. 2017b. What's in an index? Comparing the ecological information provided by two indices to assess the status of coralligenous reefs in the NW Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27, 1091-1100.
- Piazzì L., Bianchi C.N., Cecchi E., Gennaro P., Marino G., Montefalcone M., Morri C., Serena F. 2018. Il coralligeno toscano: distribuzione, struttura dei popolamenti e monitoraggio mediante utilizzo di differenti indici di qualità ecologica. In: Benincasa F. (Ed.), *Seventh International Symposium "Monitoring of Mediterranean coastal areas: problems and measurement techniques*, Livorno 19-21 June 2018, 311-316.
- Piazzì L., Cecchi E., Serena F., Guala I., Cánovas-Molina A., Gatti G., ... Montefalcone M. 2014. Visual and photographic methods to estimate the quality of coralligenous reefs under different human pressures. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds), *Proceedings of the 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous and other Calcareous Bio-Concretions* (Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014). UNEP/MAP-RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 135-140.
- Piazzì L., Gennaro P., Cecchi E., Serena F. 2015. Improvement of the ESCA index for the evaluation of ecological quality of coralligenous habitat under the European Framework Directives. *Mediterranean Marine Science* 16, 419-426.
- Piazzì L., Gennaro P., Cecchi E., Serena F., Bianchi C.N., Morri C., Montefalcone M. 2017a. Integration of ESCA index through the use of sessile invertebrates. *Scientia Marina* 81 (2), 283-290.
- Piazzì L., Gennaro P., Montefalcone M., Bianchi C.N., Cecchi E., Morri C., Serena F. 2019a. STAR: An integrated and standardized procedure to evaluate the ecological status of coralligenous reefs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29, 189-201.
- Piazzì L., Kaleb S., Ceccherelli G., Montefalcone M., Falace A. 2019b. Deep coralligenous outcrops of the Apulian continental shelf: biodiversity and spatial variability of sediment-regulated assemblages. *Continental Shelf Research*, 172, 50-56.
- Piazzì, L., La Manna, G., Cecchi, E., Serena, F., & Ceccherelli, G. (2016). Protection changes the relevancy of scales of variability in coralligenous assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 175, 62-69.
- Relini G. 2009. Marine bioconstructions, Nature's architectural seascapes. Italian Ministry of the Environment, Land and Sea Protection, Friuli Museum of Natural History, Udine. *Italian Habitats* 22, 159 p.
- Relini G., Giaccone G. 2009. Gli habitat prioritari del protocollo SPA/BIO (Convenzione di Barcellona) presenti in Italia. Schede descrittive per l'identificazione / Priority habitat according to the

- SPA/BIO protocol (Barcelona Convention) present in Italy. Identification sheets. *Biologia Marina Mediterranea* 16 (suppl. 1), 372 p.
- Riosmena-Rodríguez R., Nelson W., Aguirre J. (Eds). 2017. *Rhodolith/maërl beds: a global perspective*. Springer International Publishing, Switzerland.
- Ruitton S., Personnic S., Ballesteros E., Bellan-Santini D., Boudouresque C.F., Chevaldonné P., ... Verlaque M. 2014. An ecosystem-based approach to evaluate the status of the Mediterranean coralligenous habitat. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds), *Proceedings of the 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous and other Calcareous Bio-Concretions* (Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014). UNEP/MAP-RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 153-158.
- Sartoretto S., Schohn T., Bianchi C.N., Morri C., Garrabou J., Ballesteros E., ... Gatti G. 2017. An integrated method to evaluate and monitor the conservation state of coralligenous habitats: the INDEX-COR approach. *Marine Pollution Bulletin* 120, 222-231.
- Savini A., Basso D., Alice Bracchi V., Corselli C., Pennetta M. 2012. Maërl-bed mapping and carbonate quantification on submerged terraces offshore the Cilento peninsula (Tyrrhenian Sea, Italy). *Geodiversitas* 34, 77-98.
- Teixidó N., Casas E., Cebrian E., Linares C., Garrabou J. 2013. Impacts on coralligenous outcrop biodiversity of a dramatic coastal storm. *PLoS ONE* 8, e53742.
- Tetzaff K., Thorsen E. 2005. Breathing at depth: physiological and clinical aspects of diving when breathing compressed air. *Clinics in Chest Medicine* 26, 355-380.
- UNEP/MAP. 2008. Decision IG.17/06: Implementation of the ecosystem approach to the management of human activities that may affect the Mediterranean marine and coastal environment. UNEP(DEPI)/MED IG.17/10. 15th Ordinary Meeting of the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean and its Protocols.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2008. Action plan for the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions in the Mediterranean Sea, UNEP/MAP-RAC/SPA, Tunis, 21 p.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2009. *Proceedings of the 1st Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions*. Pergent-Martini C., Bricchet M. (Eds), Tabarka, 15-16 January 2009.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2015. Standard methods for inventorying and monitoring coralligenous and rhodoliths assemblages. Pergent G., Agnesi S., Antonioli P.A., Babbini L., Belbacha S., Ben Mustapha K., Bianchi C.N., Bitar G., Cocito S., Deter J., Garrabou J., Harmelin J.-G., Hollon F., Mo G., Montefalcone M., Morri C., Parravicini V., Peirano A., Ramos-Espla A., Relini G., Sartoretto S., Semroud R., Tunesi L., Verlaque M. (Eds), RAC/SPA publ., Tunis, 20 p. + Annex.
- UNEP/MAP-SPA/RAC. 2019. Report of the meeting of experts on the finalization of the classification of benthic marine habitat types for the Mediterranean region and the reference list of marine and coastal habitat types in the Mediterranean. SPA/RAC publ., Tunis, 49 p.
- Vassallo P., Bianchi C.N., Paoli C., Holon F., Navone A., Bavestrello G., Cattaneo Vietti R., Morri C. 2018. A predictive approach to benthic marine habitat mapping: efficacy and management implications. *Marine Pollution Bulletin* 131, 218-232.
- Zapata-Ramírez P.A., Huete-Stauffer C., Scaradozzi D., Marconi M., Cerrano C. 2016. Testing methods to support management decisions in coralligenous and cave environments. A case study at Portofino MPA. *Marine Environmental Research* 118, 45-56.
- Zapata-Ramírez P.A., Scaradozzi D., Sorbi L., Palma M., Pantaleo U., Ponti M., Cerrano, C. 2013. Innovative study methods for the Mediterranean coralligenous habitats. *Advances in Oceanography and Limnology* 4, 102-119.

## Annex 1

### Liste des principales espèces à prendre en compte dans l'inventaire et la surveillance des habitats de coralligènes et de rhodolithes (à partir de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015)

#### Coralligenous

##### **Builders**

##### **Algal builders**

*Lithophyllum cabiochae* (Boudouresque & Verlaque) Athanasiadis, 1999

*Lithophyllum stictaeforme* (J.E. Areschoug) Hauck, 1877

*Lithothamnion sonderi* Hauck, 1883

*Lithothamnion philippii* Foslie, 1897

*Mesophyllum alternans* (Foslie) Cabioch & M.L. Mendoza, 1998

*Mesophyllum expansum* (Philippi) Cabioch & M.L. Mendoza, 2003

*Mesophyllum macedonis* Athanasiadis, 1999

*Mesophyllum macroblastum* (Foslie) W.H. Adey, 1970

*Neogoniolithon mamillosum* (Hauck) Setchell & L.R. Mason, 1943

*Peyssonnelia rosa-marina* Boudouresque & Denizot, 1973

*Peyssonnelia polymorpha* (Zanardini) F. Schmitz, 1879

*Sporolithon ptychoides* Heydrich, 1897

##### **Animal builders**

##### Foraminifera

*Miniacina miniacea* Pallas, 1766

##### Bryozoans

*Myriapora truncata* Pallas, 1766

*Schizomavella* spp.

*Turbicellepora* spp.

*Adeonella calveti* Canu & Bassler, 1930

*Smittina cervicornis* Pallas, 1766

*Pentapora fascialis* Pallas, 1766

*Schizoretepora serratimargo* (Hincks, 1886)

*Rhynchozoon neapolitanum* Gautier, 1962

##### Polychaeta

*Serpula* spp.

*Spirorbis* sp.

*Spirobranchus polytrema* Philippi, 1844

##### Cnidaria

*Caryophyllia (Caryophyllia) inornata* (Duncan, 1878)

*Caryophyllia (Caryophyllia) smithii* Stokes & Broderip, 1828

*Leptopsammia pruvoti* Lacaze-Duthiers, 1897

*Hoplangia durotrix* Gosse, 1860

*Polycyathus muelleriae* Abel, 1959

*Cladocora caespitosa* Linnaeus, 1767

*Phyllangia americana mouchezii* Lacaze-Duthiers, 1897

*Dendrophyllia ramea* Linnaeus, 1758

*Dendrophyllia cornigera* Lamarck, 1816

## Bioeroders

### Sponges

Clionidae (Cliona, Pione)

### Echinoids

*Echinus melo* Lamarck, 1816

*Sphaerechinus granularis* (Lamarck, 1816)

### Molluscs

*Rocellaria dubia* (Pennant, 1777)

*Hiatella arctica* Linnaeus, 1767

*Lithophaga lithophaga* Linnaeus, 1758

*Petricola lithophaga* (Retzius, 1788)

### Polychaetes

*Polydora* spp.

*Dipolydora* spp.

*Dodecaceria concharum* Örsted, 1843

### Sipunculids

*Aspidosiphon (Aspidosiphon) muelleri muelleri*  
Diesing, 1851

*Phascolosoma (Phascolosoma) stephensoni*  
Stephen, 1942

**OTHER RELEVANT SPECIES (\*invasive;  
\*\*disturbed or stressed environments-usually,  
when abundant)**

## Algae

### Green algae

*Flabellia petiolata* (Turra) Nizamuddin, 1987

*Halimeda tuna* (J. Ellis & Solander) J.V.  
Lamouroux, 1816

*Palmophyllum crassum* (Naccari) Rabenhorst, 1868

*Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845

*Caulerpa taxifolia* (M. Vahl) C. Agardh, 1817\*

*Codium bursa* (Olivi) C. Agardh, 1817\*\*

*Codium fragile* (Suringar) Hariot, 1889\*

*Codium vermilara* (Olivi) Chiaje, 1829\*\*

### Brown algae

*Cystoseira zosteroides* (Turner) C. Agardh, 1821

*Cystoseiramontagnei* var. *compressa* (Ercegovic) M.  
Verlaque, A. Blanfuné, C.F. Boudouresque, T.  
Thibaut & L.N. Sellam, 2017

*Laminaria rodriguezii* Bornet, 1888

*Halopteris filicina* (Grateloup) Kützing, 1843

*Phyllariopsis brevipes* (C. Agardh) E.C. Henry &  
G.R. South, 1987

*Dictyopteris lucida* M.A. Ribera Siguán, A. Gómez

Garreta, Pérez Ruzafa, Barceló Martí & Rull Lluç,  
2005\*\*

*Dictyota* spp.\*\*

*Styopodium schimperi* (Kützing) M. Verlaque &  
Boudouresque, 1991\*

*Acinetospora crinita* (Carmichael) Sauvageau,  
1899\*\*

*Stilophora tenella* (Esper) P.C. Silva in P.C. Silva,  
Basson & Moe, 1996\*\*

*Stictyosiphon adriaticus* Kützing, 1843\*\*

### “Yellow” algae (Pelagophyceae)

*Nematochryopsis marina* (J.Feldmann) C. Billard,  
2000\*\*

Red algae

*Osmundaria volubilis* (Linnaeus) R.E. Norris, 1991

*Rodriguezella* spp.

*Ptilophora mediterranea* (H.Huvé) R.E. Norris, 1987

*Kallymenia* spp.

*Halymenia* spp.

*Sebdenia* spp.

*Peyssonnelia* spp. (non calcareous)

*Phyllophora crispa* (Hudson) P.S. Dixon, 1964

*Gloiocladia* spp.

*Leptofaucha coralligena* Rodríguez-Prieto & De Clerck, 2009

*Acrothamnion preissii* (Sonder) E.M. Wollaston, 1968\*

*Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz, 1893\*

*Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845\*

*Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris, 1992\*

**Animals**

Sponges

*Acanthella acuta* Schmidt, 1862

*Agelas oroides* Schmidt, 1864

*Aplysina aerophoba* Nardo, 1843

*Aplysina cavernicola* Vacelet, 1959

*Axinella* spp.

*Chondrosia reniformis* Nardo, 1847

*Clathrina clathrus* Schmidt, 1864

*Cliona viridis* (Schmidt, 1862)

*Dysidea* spp.

*Haliclona (Reniera) mediterranea* Griessinger, 1971

*Haliclona (Soestella) mucosa* Griessinger, 1971

*Hemimycale columella* Bowerbank, 1874

*Ircinia oros* Schmidt, 1864

*Ircinia variabilis* Schmidt, 1862

*Oscarella* sp.

*Petrosia (Petrosia) ficiformis* (Poiret, 1789)

*Phorbas tenacior* Topsent, 1925

*Sarcotragus fasciculatus* (Pallas, 1766)

*Spirastrella cunctatrix* Schmidt, 1868

*Spongia (Spongia) officinalis* Linnaeus, 1759

*Spongia (Spongia) lamella* Schulze, 1879

Cnidaria

*Alcyonium acaule* Marion, 1878

*Alcyonium palmatum* Pallas, 1766

*Corallium rubrum* Linnaeus, 1758

*Paramuricea clavata* Risso, 1826

*Eunicella* spp.

*Leptogorgia sarmentosa* Esper, 1789

*Ellisella paraplexauroides* Stiasny, 1936

*Antipathes* spp.

*Parazoanthus axinellae* Schmidt, 1862

*Savalia savaglia* Bertoloni, 1819

*Callogorgia verticillata* Pallas, 1766

Polychaeta

*Sabella spallanzanii* Gmelin, 1791

*Filograna implexa* Berkeley, 1835

*Salmacina dysteri* Huxley, 1855

*Protula* spp.

Bryozoans

*Chartella tenella* Hincks, 1887

*Margaretta cereoides* Ellis & Solander, 1786

*Hornera frondiculata* (Lamarck, 1816)

Tunicates

*Pseudodistoma cyrusense* Pérès, 1952

*Aplidium* spp.

*Microcosmus sabatieri* Roule, 1885

*Halocynthia papillosa* Linnaeus, 1767

Molluscs

*Charonia lampas* Linnaeus, 1758

*Charonia variegata* Lamarck, 1816

*Pinna rudis* Linnaeus, 1758

*Naria spurca* (Linnaeus, 1758)

*Luria lurida* Linnaeus, 1758

Decapoda

(\*invasive; \*\*disturbed or stressed environments-usually, when abundant). Species that can be dominant or abundant are preceded by #

*Palinurus elephas* Fabricius, 1787

*Scyllarides latus* Latreille, 1803

*Maja squinado* Herbst, 1788

Echinodermata

*Antedon mediterranea* Lamarck, 1816

*Hacelia attenuata* Gray, 1840

*Centrostephanus longispinus* Philippi, 1845

*Holothuria (Panningothuria) forskali* Delle Chiaje, 1823

*Holothuria (Platyperona) sanctori* Delle Chiaje, 1823

Pisces

*Epinephelus* spp.

*Mycteroperca rubra* Bloch, 1793

*Sciaena umbra* Linnaeus, 1758

*Scorpaena scrofa* Linnaeus, 1758

*Raja* spp.

*Torpedo* spp.

*Mustelus* spp.

*Phycis phycis* Linnaeus, 1766

*Serranus cabrilla* Linnaeus, 1758

*Scyliorhinus canicula* Linnaeus, 1758

**Algae**Red algae (calcareous)

- # *Lithophyllum racemus* (Lamarck) Foslie, 1901
- # *Lithothamnion corallioides* (P.L. Crouan & H.M. Crouan) P.L. Crouan & H.M. Crouan, 1867
- # *Lithothamnion valens* Foslie, 1909
- # *Peyssonnelia crispata* Boudouresque & Denizot, 1975
- # *Peyssonnelia rosa-marina* Boudouresque & Denizot, 1973
- # *Phymatolithon calcareum* (Pallas) W.H. Adey & D.L. McKibbin ex Woelkerling & L.M. Irvine, 1986
- # *Spongites fruticulosa* Kützing, 1841
- # *Tricleocarpa cylindrica* (J. Ellis & Solander) Huisman & Borowitzka, 1990
- Lithophyllum cabiochae* (Boudouresque et Verlaque) Athanasiadis
- Lithophyllum stictiforme* (J.E. Areschoug) Hauck, 1877
- Lithothamnion minervae* Basso, 1995
- Mesophyllum alternans* (Foslie) Cabioch & Mendoza, 1998
- Mesophyllum expansum* (Philippi) Cabioch & Mendoza, 2003
- Mesophyllum philippii* (Foslie) W.H. Adey, 1970
- Neogoniolithon brassica-florida* (Harvey) Setchell & L.R. Mason, 1943
- Neogoniolithon mamillosum* (Hauck) Setchell & L.R. Mason, 1943
- Peyssonnelia heteromorpha* (Zanardini) Athanasiadis, 2016
- Sporolithon ptychoides* Heydrich, 1897

Red algae (non builders)

- # *Osmundaria volubilis* (Linnaeus) R.E. Norris, 1991
- # *Phyllophora crispa* (Hudson) P.S. Dixon, 1964
- # *Peyssonnelia* spp. (non calcareous)
- Acrothamnion preissii* (Sonder) E.M. Wollaston, 1968\*
- Alsidium corallinum* C. Agardh, 1827
- Cryptonemia* spp.
- Felicinia marginata* (Roussel) Manghisi, Le Gall, Ribera, Gargiulo & M. Morabito, 2014
- Gloiocladia microspora* (Bornet ex Bornet ex Rodríguez y Femenías) N. Sánchez & C. Rodríguez-Prieto ex Bercibar, M.J. Wynne, Barbara & R. Santos, 2009
- Gloiocladia repens* (C. Agardh) Sánchez & Rodríguez-Prieto, 2007
- Gracilaria* spp.
- Halymenia* spp.
- Kallymenia* spp.
- Leptofaucha coralligena* Rodríguez-Prieto & De Clerck, 2009
- Nitophyllum tristromaticum* J.J. Rodríguez y Femenías ex Mazza, 1903
- Osmundea pelagosae* (Schiffner) K.W. Nam, 1994
- Phyllophora heredia* (Clemente) J. Agardh, 1842
- Rhodophyllis divaricata* (Stackhouse) Papenfuss, 1950
- Rytiphlaea tinctoria* (Clemente) C. Agardh, 1824
- Sebdenia* spp.

*Vertebrata byssoides* (Goodenough & Woodward)  
Kuntze, 1891

*Vertebrata subulifera* (C.Agardh) Kuntze, 1891

*Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris,  
1992\*

#### Green algae

# *Flabellia petiolata* (Turra) Nizamuddin, 1987

*Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845\*

*Caulerpa taxifolia* (M. Vahl) C. Agardh, 1817\*

*Codium bursa* (Olivi) C. Agardh, 1817

*Microdictyon umbilicatum* (Velley) Zanardini,  
1862

*Palmophyllum crassum* (Naccari) Rabenhorst,  
1868

*Umbraulva dangeardii* M.J. Wynne & G. Furnari,  
2014

#### Brown algae

# *Arthrocladia villosa* (Hudson) Duby, 1830

# *Laminaria rodriguezii* Bornet, 1888

# *Sporochnus pedunculatus* (Hudson) C. Agardh,  
1817

*Acinetospora crinita* (Carmichael) Sauvageau,  
1899\*\*

*Carpomitra costata* (Stackhouse) Batters, 1902

*Cystoseira abies-marina* (S.G. Gmelin) C.  
Agardh, 1820

*Cystoseira foeniculacea* (Linnaeus) Greville, 1830

*Cystoseira foeniculacea* f. *latiramosa*  
(Ercegovic?) A. Gómez Garreta, M.C. Barceló,  
M.A. Ribera & J.R. Lluch, 2001

*Cystoseira montagnei* var. *compressa* (Ercegovic)  
M. Verlaque, A. Blanfuné, C.F. Boudouresque,  
T. Thibaut & L.N. Sellam, 2017

*Cystoseira zosteroides* (Turner) C. Agardh, 1821

*Dictyopteris lucida* M.A. Ribera Siguán, A.  
Gómez Garreta, Pérez Ruzafa, Barceló Martí  
& Rull Lluch, 2005

*Dictyota* spp.

*Halopteris filicina* (Grateloup) Kützing, 1843

*Nereia filiformis* (J. Agardh) Zanardini, 1846

*Phyllariopsis brevipes* (C. Agardh) E.C. Henry &  
G.R. South, 1987

*Spermatochnus paradoxus* (Roth) Kützing, 1843

*Stictyosiphon adriaticus* Kützing, 1843

*Stilophora tenella* (Esper) P.C. Silva, 1996

*Zanardinia typus* (Nardo) P.C. Silva, 2000

#### **Animals**

##### Sponges

*Aplysina* spp.

*Axinella* spp.

*Cliona viridis* Schmidt, 1862

*Dysidea* spp.

*Haliclona* spp.

*Hemimycale columella* Bowerbank, 1874

*Oscarella* spp.

*Phorbas tenacior* Topsent, 1925

*Spongia* (*Spongia*) *officinalis* Linnaeus, 1759

*Spongia* (*Spongia*) *lamella* Schulze, 1879

##### Cnidaria

# *Alcyonium palmatum* Pallas, 1766

# *Eunicella verrucosa* Pallas, 1766

# *Paramuricea macrospina* Koch, 1882

# *Aglaophenia* spp.

*Adamsia palliata* (Müller, 1776)

*Calliactis parasitica* Couch, 1838

*Cereus pedunculatus* Pennant 1777

*Cerianthus membranaceus* (Gmelin, 1791)

*Funiculina quadrangularis* Pallas, 1766

*Leptogorgia sarmentosa* Esper, 1789

*Nemertesia antennina* Linnaeus, 1758

*Pennatula* spp.

*Veretillum cynomorium* Pallas, 1766

*Virgularia mirabilis* Müller, 1776

#### Polychaetes

*Aphrodita aculeata* Linnaeus, 1758

*Sabella pavonina* Savigny, 1822

*Sabella spallanzanii* Gmelin, 1791

#### Bryozoans

*Cellaria fistulosa* Linnaeus, 1758

*Hornera frondiculata* (Lamarck, 1816)

*Pentapora fascialis* Pallas, 1766

*Turbicellepora* spp.

#### Tunicates

# *Aplidium* spp.

*Ascidia mentula* Müller, 1776

*Diazona violacea* Savigny, 1816

*Halocynthia papillosa* Linnaeus, 1767

*Microcosmus* spp.

*Phallusia mammillata* Cuvier, 1815

*Polycarpa* spp.

*Pseudodistoma crucigaster* Gaill, 1972

*Pyura dura* Heller, 1877

*Rhopalaea neapolitana* Philippi, 1843

*Synoicum blochmanni* Heiden, 1894

#### Echinodermata

*Astropecten irregularis* Pennant, 1777

*Chaetaster longipes* (Bruzelius, 1805)

*Echinaster (Echinaster) sepositus* Retzius, 1783

*Hacelia attenuata* Gray, 1840

*Holothuria (Panningothuria) forskali* Delle Chiaje, 1823

*Leptometra phalangium* Müller, 1841

*Luidia ciliaris* Philippi, 1837

*Ophiocomina nigra* Abildgaard in O.F. Müller, 1789

*Parastichopus regalis* Cuvier, 1817

*Spatangus purpureus* O.F. Müller 1776

*Sphaerechinus granularis* Lamarck, 1816

*Stylocidaris affinis* Philippi, 1845

#### Pisces

*Mustelus* spp.

*Pagellus acarne* (Risso, 1827)

*Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758)

*Raja undulata* Lacepède, 1802

*Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758)

*Squatina* spp.

*Trachinus radiatus* Cuvier, 1829

### **3. Lignes directrices pour la surveillance des habitats obscures en Méditerranée**

## **Table de matières**

Introduction

Méthodes de surveillances

a) Indicateur commun : Aire de répartition et étendue des habitats

b) Indicateur commun : Etat des espèces et des communautés typiques de l'habitat

Observations finales

References

Annexe 1 : Liste des espèces à considérer dans la surveillance et l'inventaire des grottes marines

## Introduction

Les habitats obscures<sup>1</sup> sont des environnements où la luminosité est extrêmement faible (zone mésophotique profonde) ou même absente (zone aphotique) et réparties dans l'ensemble du bassin méditerranéen depuis la surface de la mer (à savoir, des grottes) jusqu'au royaume des eaux profondes. L'extension bathymétrique de cette zone sans lumière dépend en grande partie de la turbidité de l'eau et correspond aux habitats benthiques et pélagiques à partir du circalittoral profond. Les grottes, qui présentent des conditions environnementales particulières favorisant l'installation d'organismes typiques d'habitats obscurs, sont également prises en compte. Les habitats obscurs dépendent de structures géomorphologiques très diverses, à l'instar des grottes sous-marines, les canyons sous-marins, les monts sous-marins, les pentes, les roches isolées, les plaines abyssales, les lacs de saumure anoxiques et caractéristiques chimio-synthétiques telles que les suintements froids et les sources hydrothermales. Les habitats obscurs sont considérés comme des habitats sensibles de la mer méditerranéenne nécessitant une protection (Directive Habitat 92/43), supportant des assemblages particuliers qui constituent de véritables réservoirs de biodiversité qui, par conséquent, doivent être protégés et nécessitent une attention accrue. Ainsi, les habitats obscurs ont été examinés dans le cadre du plan d'action pour leur conservation adoptée lors de la 18e réunion ordinaire des Parties Contractantes à la Convention de Barcelone (Turquie, décembre 2013). Parmi les objectifs du Plan d'Action (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015), il y avait la nécessité d'améliorer les connaissances sur les populations obscures (par exemple, la localisation, la richesse spécifique, le fonctionnement et la typologie) à travers des programmes nationaux et régionaux visant à établir une connaissance partagée des habitats obscurs, de leur répartition autour de la méditerranée sous la forme d'un système d'information géoréférencé (SIG), et de leur état pour mettre en œuvre des interventions de gestion spécifiques à l'échelle du bassin.

Dans ce contexte, la nécessité de directives pratiques visant à harmoniser les méthodes existantes de surveillance des habitats obscurs et à la comparaison ultérieure des résultats obtenus par différents pays a été soulignée. Sur la base des recommandations des réunions précédentes du groupe des PC, le Centre d'Activités Régionales pour les aires spécialement protégées (SPA/RAC) a été invité à améliorer les outils d'inventaire existants et à proposer une normalisation des techniques de cartographie et de surveillance des habitats obscurs dans le contexte de indicateurs communs du programme IMAP et afin de faciliter la tâche des gérants des AMP lors de la mise en œuvre de leurs programmes de surveillance. Ainsi, les principales méthodes utilisées en méditerranée pour l'inventaire et la surveillance des habitats obscurs ont récemment été résumées dans le « Projet de Directives pour l'Inventaire et la Surveillance des Habitats Obscurs (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2017) » et dans les « Orientations pour l'Inventaire et la Surveillance des Habitats Obscurs en Mer Méditerranée » (UNEP/MAP-SPA/RAC OCEANA, 2017). Ces directives constituent la base du processus d'actualisation et d'harmonisation entrepris dans le présent document.

Ces directives actualisées visent à établir des méthodes communes pour l'inventaire et la surveillance des habitats en haute mer et des grottes marines de la méditerranée, afin de jeter les bases d'une évaluation régionale. En outre, elles aspirent à examiner la répartition connue et les principales caractéristiques de ces écosystèmes. Bien que le Plan d'Action Habitats Obscurs couvre entièrement les grottes obscures<sup>2</sup> (*les habitats obscurs sont des habitats où la lumière ne pénètre pas ou bien où la lumière qui pénètre est insuffisante pour le développement des communautés de plantes. Ils comprennent aussi bien les grottes marines que les habitats profonds (généralement à des profondeurs en dessous de 120-200m).<sup>3</sup> <0.01% de la lumière au niveau de la surface de la mer, selon Harmelin et al. (1985)*), les initiatives d'inventaire et de surveillance axées sur les grottes marines devraient prendre en compte l'habitat de la grotte dans son ensemble. Par conséquent, ce document actualisé présente des méthodologies couvrant à la fois les grottes semi-obscures et obscures. En dépit des connaissances scientifiques accrues sur les habitats obscurs au cours des dernières décennies, il existe encore un fossé

---

<sup>1</sup> Les habitats obscurs sont ceux où la lumière du soleil n'arrive pas ou insuffisamment pour le développement des communautés végétales. Ils comprennent à la fois des grottes marines peu profondes et des habitats profonds (généralement à des profondeurs inférieures à 120-200 m).

<sup>2</sup> <0,01% de la lumière au niveau de la surface de la mer, selon Harmelin et al. (1985).

important. Le nombre d'activités humaines et de pressions affectant les habitats marins a considérablement augmenté dans l'ensemble de la mer méditerranée, y compris les habitats profonds (par exemple, les pratiques de pêche destructrices telles que le chalutage de fond, l'exploration pétrolière et gazière, l'exploitation minière en haute mer) ; il est donc urgent de mettre en place un système de surveillance régional. Néanmoins, l'élaboration d'initiatives d'inventaire complètes et d'outils de surveillance devient extrêmement difficile en raison de : (1) la rareté des informations sur l'état actuel de ces habitats (distribution, densité des espèces clés, etc.), le coût élevé et les difficultés d'accès, et (2) le manque de données historiques et de longues séries chronologiques. Dans ce contexte, les aires marines protégées (AMP) peuvent être considérées comme un outil essentiel pour la conservation et la surveillance des habitats obscurs. Cependant, à ce jour, il existe une lacune évidente dans la protection et la surveillance des habitats d'eaux profondes, car ils sont principalement situés dans des zones extracôtières où les informations restent limitées. Les PC devraient aborder cette question le plus tôt possible afin de mettre en place des systèmes de contrôle visant à mettre en œuvre les procédures de l'Approche Écosystémique (EcAp), et en particulier un programme IMAP au niveau régional.

Un processus de revue dans la littérature scientifique, tenant compte des techniques de pointe et des travaux récents menés par la communauté scientifique au niveau international, a été réalisé pour mettre à jour le projet de directives antérieur. S'il existe des protocoles normalisés pour la cartographie et le suivi des herbiers marins et coralligènes (et qu'ils sont également bien appliqués dans le cas des herbiers marins), il n'en va pas de même pour les habitats obscurs. Ce document décrit un certain nombre de descripteurs « minimaux » à prendre en compte pour l'inventaire et la surveillance des habitats obscurs en méditerranée. Les principales méthodes adoptées pour leur surveillance, ainsi que leurs avantages, restrictions et conditions d'utilisation, y sont exposées.

### Les grottes sous-marines

Les grottes sous-marines abritent une variété de communautés sciaphiles, généralement réparties en fonction du schéma suivant : (a) une communauté dominée par une algue (pré-)coralligène<sup>1</sup> dans la zone d'entrée, (b) une zone semi-obscure dominée par des invertébrés sessiles et filtreurs (essentiellement des éponges et des anthozoaires), et (c) une zone obscure qui est faiblement colonisée par des éponges, des polychètes serpulidés, des bryozoaires et des brachiopodes (Pérès, 1967). Néanmoins, force est de constater une pénurie déplorable d'informations relatives aux gradients des paramètres physico-chimiques qui agissent sur le biote des grottes sous-marines (Gili *et al.*, 1986; Morri *et al.*, 1994a; Bianchi *et al.*, 1998). Une description générale des communautés des grottes semi-obscures et obscures qui sont prises en compte dans le présent document figure ci-après.

- *Les communautés des grottes semi-obscures*

Les substrats durs des grottes semi-obscures sont généralement dominés par les invertébrés sessiles (éponges, anthozoaires et bryozoaires). Les espèces d'éponges les plus souvent enregistrées sont *Agelas oroides*, *Petrosia ficiformis* (souvent décolorée), *Spirastrella cunctatrix*, *Chondrosia reniformis* (souvent décolorée), *Phorbas tenacior* et *Axinella damicornis* (voir Annexe I). L'éponge *Aplysina cavernicola* a été décrite également en tant qu'espèce caractéristique de la communauté semi-obscure du bassin nord-ouest de Méditerranée (Vacelet, 1959). Les éponges de la classe Homoscléromorphes (notamment *Oscarella* spp. Et *Plakina* spp.) pourraient également contribuer de façon significative aux assemblages de spongiaires locales. Trois faciès à anthozoaires ont été enregistrés dans les grottes semi-obscures (essentiellement sur les plafonds) (Pérès, 1967; Zibrowius, 1978): (i) un faciès à Scléactiniens *Leptosammia pruvoti*, *Madracis pharensis* (particulièrement abondants dans le bassin oriental), *Hoplangia durotrix*, *Polycyathus muelleriae*, *Caryophyllia inornata* et *Astroides calycularis* (les zones du sud de Méditerranée centrale et occidentale); (ii) un faciès à *Corallium rubrum*, plus courant au nord-ouest de la Méditerranée mais présent uniquement dans les

---

<sup>1</sup> Les communautés coralligènes et des grottes semi-obscures ont été intégrées dans le Plan d'action pour la conservation du coralligène et des autres bio-concrétions calcaires de Méditerranée (PNUE-PAM-CAR/ASP, 2008).

eaux plus profondes (au-dessous de 50 m) dans le bassin nord-est ; et (iii) un faciès à *Parazoanthus axinellae*, plus courant à proximité de l'entrée des grottes ou dans les tunnels semi-obscur avec un régime hydrodynamique élevé (plus courant en mer Adriatique). Le faciès à bryozoaires dressés (notamment *Adeonella* spp. et *Reteporella* spp.) se développe souvent dans les grottes semi-obscur (Pérès, 1967; Ros *et al.*, 1985).

- *Les communautés des grottes obscures*

Le passage des communautés des grottes semi-obscur à obscures est confirmé par une forte baisse du couvert biotique, de la biomasse, de la complexité biotique tridimensionnelle, de la richesse des espèces et par l'aspect d'une couverture minérale noire d'oxydes de Mn-Fe sur le substrat (Pérès, 1967; Harmelin *et al.*, 1985). Cette communauté est généralement faiblement colonisée par les spongiaires, les Serpulidés, les bryozoaires et les brachiopodes (Pérès, 1967). Les espèces d'éponges les plus courantes sont *Petrosia ficiformis* (généralement décolorée), *Petrobiona massiliana* (essentiellement dans les grottes de Méditerranée occidentale), *Chondrosia reniformis* (généralement décolorée), *Diplastrella bistellata*, *Penares euastrum*, *P. helleri*, *Jaspis johnstoni*, et *Haliclona mucosa* (voir Annexe I). Les polychètes serpulidés font partie des taxons dominants des grottes, dont les espèces typiques sont *Serpula cavernicola* et *Spiraserpula massiliensis* (Zibrowius, 1971; Bianchi & Sanfilippo, 2003; Sanfilippo et Mòllica, 2000). Dans certaines grottes, l'espèce *Protula tubularia* forme des agrégats qui constituent la base de la création de bioconstructions ; ces "biostalactites" sont construites par des invertébrés (serpulidés, éponges et bryozoaires), des foraminifères et des micro-organismes formant du carbonate (Sanfilippo *et al.*, 2015). Les bryozoaires encroûtants (notamment *Onychocella marioni*) peuvent également produire des constructions nodulaires dans la zone de transition entre les communautés des grottes semi-obscur et obscures (Harmelin, 1985). Les brachiopodes (notamment *Joania cordata*, *Argyrotheca cuneata* et *Novocrania anomala*) sont courants dans les habitats des grottes obscures (Logan *et al.*, 2004). L'espèce *N. anomala* est souvent observée en grand nombre, cimentée sur les parois et les plafonds des grottes (Logan *et al.*, 2004). Un certain nombre d'espèces des eaux profondes qui appartiennent à divers groupes taxonomiques (notamment les spongiaires, les anthozoaires et les bryozoaires) a été enregistré dans les grottes obscures du sublittoral, quelle que soit la profondeur (Zibrowius, 1978; Harmelin *et al.*, 1985; Vacelet *et al.*, 1994). Plusieurs espèces mobiles trouvent souvent abri dans les grottes obscures, notamment les mysidacés *Hemimysis margalefi* et *H. speluncola*, les décapodes *Stenopus spinosus*, *Palinurus elephas*, et *Plesionika narval* (plus courants dans les zones du sud-est de la Méditerranée) et les espèces de poissons *Apogon imberbis* et *Grammonus ater* (Pérès, 1967; Ros *et al.*, 1985, Bussotti *et al.*, 2002).

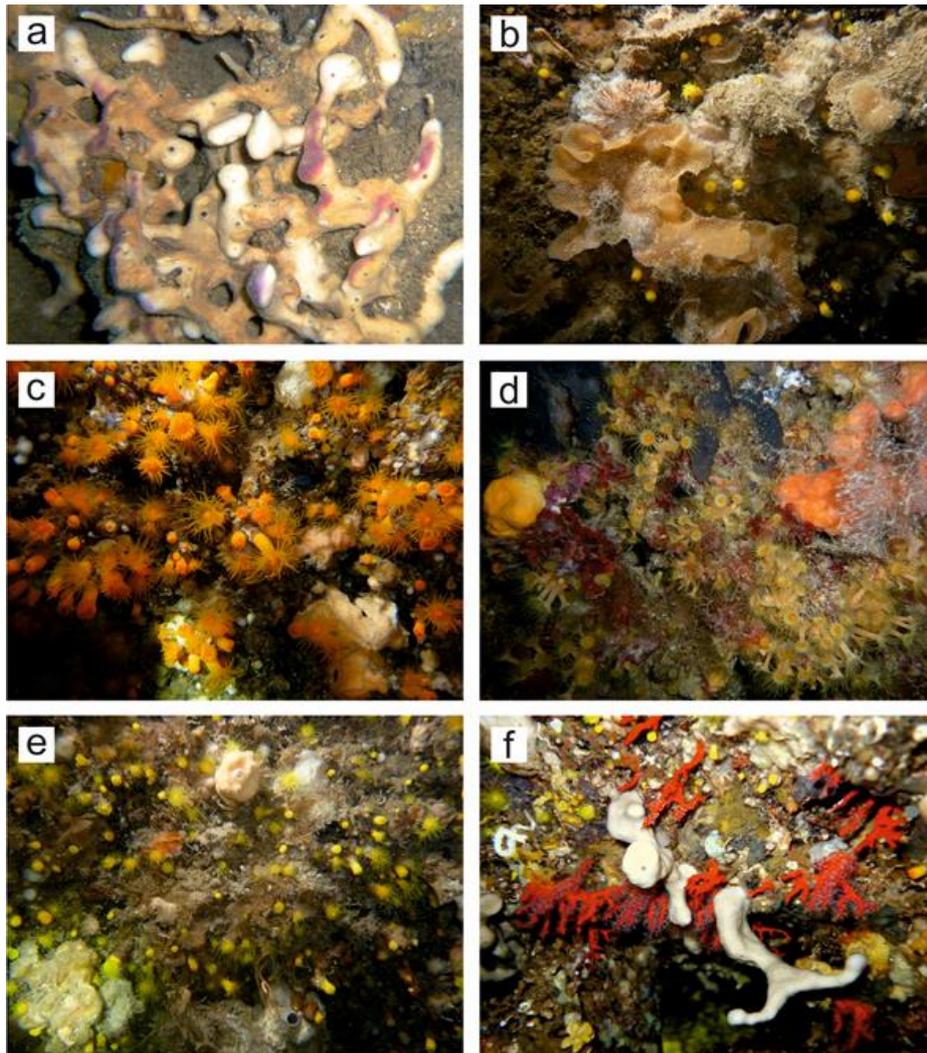


Figure 1 : faciès avec *Petrosia ficiformis* (a), *Reteporella grimaldii* et d'autres bryozoaires (b), *Astroides calycularis* (c), *Parazoanthus axinellae* (d), *Leptopsammia pruvoti* (e) et *Corallium rubrum* (f) dans des grottes marines semi-obscurées. Photos de Monica Montefalcone (a-e) et Vasilis Gerovasileiou (f).

Les connaissances sur la distribution et l'écologie des grottes marines dans les différents secteurs de la mer Méditerranée peuvent être résumées comme suit :

#### *Méditerranée occidentale*

Un total de 1046 grottes sous-marines a été enregistré dans le bassin de la Méditerranée occidentale (Giakoumi *et al.*, 2013). Le littoral rocheux de la mer Tyrrhénienne et du bassin algéro-provençal a été étudié de façon approfondie en termes de biodiversité de grottes, avec 822 et 650 taxons enregistrés dans ces deux zones respectivement (Gerovasileiou & Voultsiadou, 2014). Les premières et certaines des études les plus influentes sur la diversité et la structure des peuplements des grottes sous-marines ont été effectuées sur le littoral français, italien et catalan (notamment Pérès & Picard, 1949 ; Riedl, 1966 ; Harmelin *et al.*, 1985 ; Ros *et al.*, 1985 ; Bianchi & Morri, 1994, Bianchi *et al.*, 1996). Une synthèse des connaissances existantes sur les grottes marines italiennes, accumulée durant cinquante ans de recherche, a été compilée par Cicogna *et al.* (2003). Les grottes entièrement immergées de Figurier, Jarre, Riou, Trémies et Triperie sur les côtes karstiques de Marseille, font partie des grottes méditerranéennes les plus riches en espèces et la célèbre grotte des Trois pépés a été caractérisée comme "mésocosme d'eaux profondes" tout à fait unique dans la zone du sublittoral, qui abrite des éléments fauniques des eaux profondes dans ses secteurs obscurs intérieurs (Vacelet *et al.*, 1994 ; Harmelin, 1997). Les grottes sous-marines de la région de Palinuro (mer Tyrrhénienne) abritent des

sources sulfureuses dont dépendent les réseaux trophiques fondés sur la chimiosynthèse (Bianchi *et al.*, 1994; Morri *et al.*, 1994b; Southward *et al.*, 1996), présentant des analogies avec les écosystèmes chimiosynthétiques des eaux profondes. La grotte sous-marine de Bergeggi (mer Ligure, Italie) fournit la plus longue série de données sur le statut des communautés benthiques, étudiée régulièrement depuis 1986 (Parravicini *et al.*, 2010 ; Montefalcone *et al.*, 2018).

La diversité connue des grottes sous-marines diminue vers les secteurs insulaires et du sud du bassin de la Méditerranée occidentale, en fonction des différences de température et de conditions trophiques (Uriz *et al.*, 1993) et d'une diminution importante des efforts de recherche (Gerovasileiou & Voultsiadou, 2014). La mer d'Alboran, par exemple, est l'une des zones les moins étudiées en termes de faune des grottes sous-marines (mais voir Navarro-Barranco *et al.*, 2014; 2016). Néanmoins, des expéditions de recherche récentes dans le cadre du projet MedKeyHabitats, ont apporté des informations de base relatives aux côtes marocaines de la mer d'Alboran qui étaient sous-étudiées (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2016).

#### *Mer Ionienne et Méditerranée Centrale*

Les côtes occidentales de la mer Ionienne font partie des zones les mieux étudiées de Méditerranée, en termes de biodiversité des grottes sous-marines, avec près de 700 taxons rapportés dans cette zone (Gerovasileiou & Voultsiadou, 2014). Jusqu'à présent, 375 grottes sous-marines de la mer Ionienne et du Plateau tunisien/Golfe de Sidra sont connues (Giakoumi *et al.*, 2013). La majorité des inventaires, initiatives de cartographies et études de la biodiversité à l'échelle régionale a été effectuée dans la Péninsule du Salento (e.g. Onorato *et al.*, 1999; Bussotti *et al.*, 2002; 2006; Denitto *et al.*, 2007; Belmonte *et al.*, 2009; Bussotti & Guidetti, 2009) et en Sicile (e.g. Rosso *et al.*, 2013; 2014; Sanfilippo *et al.* 2015). La grotte de Piccola del Ciolo, l'une des grottes sous-marines de Méditerranée les plus étudiées, a été évaluée comme présentant une qualité écologique élevée, au moyen de l'index CavEBQI (Rastorgueff *et al.*, 2015). Les grottes marines de cette région ont récemment été étudiées et évaluées en fonction de leur état écologique.

En mer Ionienne orientale, un nombre considérable de grottes se situent dans le parc marin national de Zakynthos (NMPZ), en Grèce. Les grottes sous-marines de cette zone ont été récemment étudiées et évaluées en termes d'état écologique (V. Gerovasileiou – HCMR / NMPZ, données non publiées).

#### *Mer Adriatique*

La mer Adriatique abrite 708 grottes sous-marines (Giakoumi *et al.*, 2013) abritant près de 400 taxons (Gerovasileiou & Voultsiadou, 2014). Les côtes croates font partie des zones les mieux étudiées de Méditerranée en termes de géologie des grottes anchialines et sous-marines (notamment des initiatives de cartographie détaillée de Surić *et al.*, 2010) et de biodiversité (notamment Riedl, 1966, Bakran-Petricioli *et al.*, 2007 ; 2012 ; Radolovic *et al.* 2015). En particulier, la grotte Y de l'île de Dugi Otok, constitue l'une des grottes les plus riches en espèces du bassin méditerranéen et des spongiaires en eaux profondes ont été observés dans les grottes des îles de Hvar, Lastovo, Veli Garmenjok, Iški Mrtovnjak et Fraškerić (Bakran-Petricioli *et al.*, 2007). Récemment, des inventaires des habitats des grottes sous-marines et de leurs peuplements ont été effectués au Monténégro et en Albanie, dans le cadre du projet MedKeyHabitats.

#### *Mer Egée et mer Levantine*

Les côtes du bassin oriental de la Méditerranée abritent près d'un tiers (738) des grottes sous-marines enregistrées en Méditerranée, essentiellement le long du littoral complexe des îles grecques en mer Egée (Giakoumi *et al.*, 2013). Un total de 520 taxons a été observé dans les grottes des mers Egée et Levantine (324 et 157 respectivement) (Gerovasileiou *et al.*, 2015). L'île de Lesbos au nord de la mer Egée, abrite deux des grottes les mieux étudiées en termes de diversité (près de 200 taxons enregistrés dans chaque grotte), de structure et de fonction des communautés (Gerovasileiou & Voultsiadou, 2016 ; Sanfilippo *et al.*, 2017). Plusieurs grottes éparpillées dans l'écorégion de la mer Egée ont été

récemment étudiées pour leur biodiversité, structure communautaire et qualité écologique (V. Gerovasileiou, données non publiées). L'une des zones insulaires les plus connues en termes de formations de grottes sous-marines, se situe dans le parc marin national d'Alonissos au nord des Sporades, et abrite de nombreux habitats de grottes, essentiels pour la survie du phoque moine de Méditerranée en danger *M. monachus* (Dendrinou *et al.*, 2007).

Les côtes libanaises abritent la majorité des grottes levantines étudiées (notamment Bitar & Zibrowius, 1997 ; Pérez *et al.*, 2004 ; Vacelet *et al.*, 2007). Quarante-six espèces non indigènes ont été enregistrées dans 80% des grottes et tunnels sous-marins connus en mer Levantine, essentiellement dans leurs zones d'entrée et semi-obscurées (Gerovasileiou *et al.*, 2016b), indiquant une nouvelle menace potentielle des peuplements des grottes qu'il conviendrait de surveiller de façon plus approfondie.

### Habitats d'eaux profondes

Les habitats d'eaux profondes sont ceux où la lumière du soleil n'arrive pas (zone aphotique) ou bien où la lumière qui parvient est insuffisante pour le développement de communautés végétales (zone mésophotique profonde), généralement à des profondeurs inférieures à 120-200 m. Les habitats d'eaux profondes présentent diverses structures géomorphologiques : canyons sous-marins, monts sous-marins, pentes, roches isolées, plaines abyssales, lacs anoxiques en saumure et caractéristiques chimio-synthétiques telles que les suintements froids et les sources hydrothermales. Compte tenu de leur large portée bathymétrique, des parties de ces formations géomorphologiques peuvent débiter dans la zone mésophotique supérieure (jusqu'à une profondeur de 40 m). C'est le cas des sommets des monts sous-marins et des têtes de canyons, ainsi que de quelques roches isolées au large des côtes. Pour maintenir leur intégrité, tous ces habitats sont inclus dans la classification des habitats obscures.

Les habitats d'eaux profondes peuvent abriter des forêts animales tridimensionnelles complexes sur des récifs rocheux et des fonds détritiques ou vaseux, et sont principalement dominées par des anthozoaires, des éponges et des bryozoaires structurants et arborescents. Comme convenu, et défini dans le Plan d'Action sur les habitats obscures (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015), les communautés biologiques existantes caractérisant les habitats d'eaux profondes sont les suivantes :

- ✓ Assemblages de canyons sous-marins
- ✓ Assemblages associés aux monts sous-marins
- ✓ Assemblages d'invertébrés benthiques ingénieurs
  - Forêts de coraux noirs et de gorgones sur des substrats durs
  - Lits avec *Isidella elongata* et lits avec pennatulacées sur des substrats détritiques
  - Associations d'éponges sur les deux types de substrats
- ✓ Assemblages chimio-synthétiques en haute mer

Cependant, grâce aux progrès des connaissances scientifiques, d'autres types récemment découverts s'ajoutent à la liste des habitats en eau profonde.

Les espèces les plus caractéristiques de la formation d'habitat des zones mésophotiques et aphotiques profondes sont les éponges et les anthozoaires, bien que d'autres phylums et classes, tels que les mollusques, les polychètes, les bryozoaires et les crustacés cerclés, puissent également jouer un rôle prédominant dans certains cas ou constituer un élément fondamental des habitats mixtes, également par la formation de bioconstructions complexes qui fournissent des structures tridimensionnelles (Fig. 2).

- *Habitats dominés ou formés de coraux durs (Scleractinia)*

Les plus connus sont les coraux récifaux des eaux froides, essentiellement formés de *Lophelia pertusa* et de *Madrepora oculata*. Ils se trouvent généralement sur les substrats rocheux (notamment les

montagnes sous-marines, les canyons ou les escarpements) bien qu'il soit également possible de les observer dans les zones fortement limoneuses.

Leur zone bathymétrique se situe généralement entre près de -200 m jusqu'à une profondeur de plus de -1000 m, et ils ont été observés tant en Méditerranée occidentale que centrale et orientale, dans des lieux tels que les montagnes sous-marines de Cabliers, Chella et Avempace en mer d'Alboran (de la Torriente et al., 2014; Pardo et al., 2011; Lo Iacono et al. 2014), dans les canyons du Golfe du Lion et les zones avoisinantes, notamment Cassidaigneet Creus (Fourt & Goujard, 2012; Orejas et al., 2009; Gori et al. 2013a; Bourcier & Zibrowius, 1973), dans les canyons du sud de la Catalogne (par exemple, le canyon de La Fonera, Lastras et al. 2016), au sud de la Sardaigne dans le Canyon de Nora (Taviani et al., 2016b), dans le golfe de Naples (Taviani et al., 2016c), au large de Santa Maria di Leuca au nord de la mer Ionienne (D'Onghia et al., 2012; Mastrototaro et al., 2010; Savini et al., 2010; Taviani et al., 2005a,b; Vertino et al., 2010), au sud de Malte et dans d'autres sites du détroit de Sicile (Evans et al., 2016; Freiwald et al., 2009; Schembri et al., 2007; Taviani et al., 2009, 2011a), à proximité de la dépression de Jabuka-Pomo (Županović, 1969), dans le canyon de Bari et au large d'Apulia au sud-ouest de l'Adriatique (Angeletti et al., 2014; D'Onghia et al., 2015; Freiwald et al., 2009), dans les canyons du Monténégro (Angeletti et al., 2014, 2015a), en mer Adriatique, dans la dépression au large de Thassos dans le nord de la mer Egée (Vafidis et al., 1997), dans la mer de Marmara (Taviani et al., 2011b), dans les eaux profondes de l'Arc hellénique au sud du bassin égéen/levantin (Fink et al., 2015), entre autres.

L'arbre corail est un autre corail dur qui forme d'importants habitats sous-marins (*Dendrophyllia* spp.). *D. cornigera* peut former des agrégations denses dans les fonds marins profonds, bien qu'il soit rare, en Méditerranée, d'observer des lieux de populations denses. Sa zone bathymétrique peut aller des eaux peu profondes à des profondeurs de plus de 600 m. Il a été observé essentiellement dans le bassin occidental, sur les montagnes sous-marines de la mer d'Alboran (de la Torriente et al., 2014; Pardo et al., 2011), dans les canyons sous-marins du golfe du Lion et de Corse (Orejas et al., 2009; Gori et al. 2013a; Fourt & Goujard, 2014), sur le plateau et talus continental de l'archipel des Baléares (Orejas et al., 2014), sur les montagnes sous-marines de la mer Thyréniennne (Bo et al., 2011) dans la mer Ligurienne (Bo et al., 2014), dans certaines zones de Méditerranée centrale (Würtz & Rovere, 2015), y compris sur les bancs de la mer Ionienne (Tursi et al., 2004) et au sud de la mer Adriatique (Angeletti et al., 2015; Freiwald et al., 2009).

*D. ramea* est plus courant dans les eaux peu profondes. Récemment, toutefois, des communautés de *D. ramea* ont été observées dans les eaux profondes de Méditerranée orientale, notamment dans les fonds sous-marins profonds de Chypre (Orejas et al., sous presse) et les canyons sous-marins au large du Liban (R. Aguilar, Obs.pers.). Il est possible d'observer ces deux espèces dans les fonds sous-marins rocheux et meubles. En outre, dans la partie nord de la côte sicilienne, à une profondeur entre 80 et 120 m, une vaste population de *D. ramea* avec plusieurs colonies a été récemment découverte. Des dommages graves ont été observés sur plusieurs colonies, dus aux engins de pêche perdus (S. Canese, Obs. pers.). Il est probable que cette espèce présentait une abondance et une répartition plus diffuses dans le passé.

D'autres coraux durs coloniaux forment des agrégations denses dans certains lieux, notamment *Madracis pharensis*, - une composante typique des assemblages de grottes, particulièrement abondante dans les affleurements coralligènes de Méditerranée orientale – abondante dans les têtes des canyons et les eaux côtières du Liban, à des profondeurs pouvant aller jusqu'à 300 m, parfois sous forme d'agrégations mixtes avec des brachiopodes, des mollusques et des polychètes (R. Aguilar, Obs. pers.). Des colonies d'*Anomocora fecunda* ont été observées sur les montagnes sous-marines de la mer d'Alboran (de la Torriente et al., 2014) des fonds sous-marins, à des profondeurs entre 200 et 400 m.

Il existe également des coraux solitaires qui créent parfois d'importantes agrégations. C'est le cas notamment du *Desmophyllum dianthus* pan-méditerranéen, un corail solitaire avec un habitat pseudo-colonial observé tant dans les canyons que dans les fonds sous-marins profonds, seul ou participant à la formation de récifs avec *Lophelia pertusa* et *Madrepora oculata* (de la Torriente et al., 2014; Freiwald et al., 2009; Fourt et al., 2014; Galil & Zibrowius, 1998; Montagna et al., 2006; Taviani et al., 2011b, 2016a,b).

Les membres du genre *Caryophyllia* vivent sur les fonds rocheux et détritiques et peuvent être importants dans certains lieux. Par exemple, *Caryophyllia calveri* est l'une des espèces de coraux solitaires les plus courantes dans les fonds rocheux profonds, en mesure de former des communautés denses, parfois parallèlement aux scléactiniaires tels que *Javania cailleti*, *Stenocyathus vermiformis* et d'autres *Caryophyllia* spp. Ils ont également été observés dans les montagnes sous-marines, les escarpements ou les fonds rocheux (Aguilar et al., 2014; Aguilar et al., 2013; Mastrototaro et al., 2010; Galil & Zibrowius, 1998).

Pour les fonds meubles, essentiellement les sables détritiques, depuis les sables du circalittoral profond jusqu'à des profondeurs de 400/500 m, *Caryophyllia smithii* peut couvrir des zones importantes (de la Torriente et al., 2014), tout comme *Flabellum* spp. dans l'Atlantique (par exemple: Baker et al., 2012 ; Serrano et al., 2016).

- *Habitats dominés ou structurés par des coraux noirs*

Les antipathariens ou les coraux noirs ne sont représentés en méditerranée que par quelques espèces, bien que ce nombre puisse augmenter avec les nouvelles explorations en eaux profondes. On les trouve sur des fonds durs, bien qu'ils puissent supporter une certaine sédimentation et puissent se trouver sur des fonds rocheux légèrement recouverts de sédiments. Ils peuvent également se produire sur des monts sous-marins, dans des canyons ou dans des environnements marins profonds où des substrats durs sont présents. Les espèces qui atteignent les densités les plus élevées sont *Antipathella subpinnata*, *Leiopathes glaberrima* et (dans certains cas) *Parantipathes larix* pouvant former des assemblages monospécifiques (par exemple, Bo, 2009, 2015, 2019a, 2019b ; Ingrassia et al., 2016). . Les *Antipathes dichotoma* peuvent également se présenter sous de fortes densités, mais font souvent partie d'autres communautés de coraux noirs aux côtés des gorgones. Ils ont une large distribution bathymétrique, certaines espèces étant présentes également dans la zone mésophotique supérieure à des profondeurs relativement faibles (environ 60 m) (Bo et al., 2009, 2019b), et d'autres s'étendant jusqu'à la zone bathyale superficielle et atteignant des profondeurs supérieures à 2000. m. On sait que certains *Leiopathes* sp. vivent à des profondeurs pouvant atteindre 4000 m en dehors de la mer méditerranée (Molodtsova, 2011). Des concentrations denses ont été observées sur des monts sous-marins de l'Alboran (de la Torriente et al., 2014), de l'archipel des Baléares (Grinyó, 2016), de la mer Ligure (Bo et al., 2014a, 2019a) et de la mer Tyrrhénienne (Bo et al., 2011, 2012 ; Fourt et al., 2014a ; Ingrassia et al., 2016), dans le sud-ouest de la Sardaigne (Bo et al., 2015 ; Cau et al., 2016a), sur les escarpements au sud de Malte (Deidun et al., 2015 ; Evans et al., 2016), en mer Ionienne (Mytilineou et al., 2014) et dans l'est de l'Adriatique (Angeletti et al. 2014 ; Taviani et al., 2016a). Des cas sporadiques ont également été signalés dans l'escarpement de Malte et au large de Rhodes (Taviani et al., 2011b ; Angeletti et al., 2015b).

A l'instar de *Antipathes dichotoma*, *Antipathella subpinnata* occupe normalement les hauteurs rocheuses mésophotiques au large ou les fonds côtiers profonds, mais peut également prospérer sur les sommets des montagnes (Bo et al., 2009, 2014 ; de la Torriente et al., 2014), et atteindre des profondeurs plus grandes. Il est largement répandu dans la mer Méditerranée, notamment dans les régions de corail blanc (Bo et Bavestrello, 2019), principalement dans les bassins occidentaux et centraux, mais aussi dans la mer Égée (Vafidis et Koukouras, 1998 ; Bo et al., 2008). ). *A. wollastoni* a également été signalé près du détroit de Gibraltar (Ocaña et al., 2007).

Récemment, d'autres espèces de coraux noirs ont également été observées, formant des agrégations denses. Quelques exemples sont *Parantipathes larix* trouvés dans certaines zones de la mer d'Alboran (Pardo et al., 2011) et dans les eaux profondes au large de l'archipel Toscan et Pontin dans la mer Tyrrhénienne (Bo et al., 2014b, Ingrassia et al., 2016) , également en Corse et en Provence (Fourt et al., 2014a), et *Phanopathes rigida*, récemment signalés sur des monts sous-marins situés entre 180 et 400 m au sud de la mer d'Alboran, dans le banc des Cabliers (Bo et al., 2019b). *Parantipathes larix* a une large distribution bathymétrique, allant de 120 m à plus de 2000 m (Opresko et Försterra, 2004 ; Fabri et al., 2011 ; Bo et al., 2012b).

- *Habitats dominés par les gorgones*

Les assemblages profonds de gorgones méditerranéennes (*Alcyonacea* à l'exclusion de *Alcyoniina*) peuvent être très diversifiés et présenter une large distribution géographique et bathymétrique (Gori et al., 2017, 2019). La plupart sont des espèces qui s'attachent à un substrat dur, bien que certaines puissent supporter des niveaux élevés de sédimentation et quelques espèces peuvent se trouver dans des fonds meubles, à la fois détritiques et vaseux (Mastrototaro et al., 2017). Certains des assemblages qui atteignent des densités élevées sont ceux formés de *Callogorgia verticillata* de la gorgone atlanto-méditerranéenne. On a découvert des forêts denses pouvant commencer dans la zone mésophotique profonde et s'étendre jusqu'à plus de 1000 m de profondeur (de la Torriente et al., 2014 ; Angeletti et al., 2015a ; Evans et al., 2016 ; Gori et al., 2017, 2019). Ces forêts peuvent être monospécifiques ou formées de plusieurs espèces de gorgones (*Bebryce mollis*, *Swiftia pallida*), antipathariens (par à savoir, *L. glaberrima* et *A. dichotoma*) ou de coraux blancs scléractiniens (à savoir, *Desmophyllum pertusum*, *Dendrophyllia spp.*). Une association fréquente de cette espèce est avec le corail fouet (*Viminella flagellum*), en particulier dans les zones circalittorales profondes et bathyales supérieures (Giusti et al., 2012 ; Lo Iacono et al., 2012 ; Chimienti et al., 2019), où c'est plus commun.

*Acanthogorgia hirsuta* est une autre espèce fréquemment présente sur les substrats durs du talus continental. Elle peut se présenter sous forme de colonies isolées (Grinyó et al., 2016) ou en formant des assemblages denses (Aguilar et al., 2013 ; Fourt et al., 2014b), parfois avec d'autres gorgones, comme *Placogorgia spp.*, sur les pentes des monts sous-marins ou sur les bords légèrement inclinés des escarpements (de la Torriente et al., 2014 ; Enrichetti et al., 2019). Il s'agit également d'une espèce observée parmi les *Alcyonacea* qui poussent dans des gravats coralliens ou avec d'autres communautés de coraux des fonds marins et de gorgones, généralement au-dessous de 250 à 300 m.

*Eunicella cavolini* et *E. verrucosa* sont les seules espèces du genre *Eunicella* que l'on puisse trouver sur les fonds rocheux, du littoral aux grandes profondeurs. *E. cavolini* a été observé jusqu'à 280 m dans le canyon de Nice (Fourt et Chevaldonné, obs. Pers.) ; Cependant, ils sont plus communs sur les sommets des monts sous-marins, formant des assemblages monospécifiques ou mélangés à *Paramuricea clavata* (Aguilar et al. 2013 ; De la Torriente et al., 2014). Ce dernier ne se trouve généralement pas au-delà de 140-150 m, mais devient très abondant sur les sommets des monts sous-marins, comme les Palos, les bancs de Chella (Aguilar et al., 2013), ou dans certains canyons (Pérez-Portela et al., 2016), comme le canyon Cassidaigne où il se trouve à une profondeur d'environ 200 m (Fourt et al., 2014a). Il partage cette caractéristique avec *E. cavolini*, qui a été trouvé sur des fonds rocheux dans les têtes de canyons de la mer des Baléares (Grinyó et al., 2016) et dans le golfe du Lion (Fourt et Goujard, 2012).

Il existe un large éventail de petites gorgones pouvant former des fourrés denses (Angiolillo et al., 2014 ; Grinyó et al., 2016) ou coexister aux côtés d'espèces plus grandes comme *C. verticillata*, des antipathariens ou le long de la construction d'un récif de corail d'eau froide, (Evans et al., 2016 ; Chimienti et al., 2019). Parmi ces espèces, on trouve *Bebryce mollis*, *Swiftia pallida*, *Paramuricea macrospina* et *Villogorgia bebrycoides*, qui peuvent se trouver sur des substrats instables et des fonds détritiques grossiers, du bord du plateau (ou même de la zone circalittorale profonde) jusqu'à des profondeurs de 600 à 700 m (Bo et al., 2011, 2012b, 2015 ; Giusti et al., 2012 ; Aguilar et al., 2013 ; Angeletti et al., 2014 ; Grinyó et al., 2015 ; Evans et al., 2016 ; Taviani et al., 2017).

*Swiftia pallida* forme d'importants fourrés d'espèces uniques dans la zone bathyale supérieure, généralement entre 200 et 700 m, bien qu'il puisse avoir une plus grande étendue bathymétrique. Il est largement répandu dans toute la mer méditerranée, après avoir été trouvé sur des monts marins de la mer d'Alboran (de la Torriente et al., 2014) dans des endroits aussi éloignés que les canyons au large du Liban (R. Aguilar, obs. Pers.) Et en Israël (Zvi Ben Avraham, obs. Pers.). Il peut se produire sur des fonds détritiques rocheux et profonds, tolérant un certain niveau de sédimentation.

*Muriceides lepida* et *Placogorgia massiliensis*, en revanche, sont des espèces d'accompagnement dans les assemblages décrits ci-dessus, bien qu'elles puissent également être l'espèce dominante dans certains escarpements ou en combinaison avec des concentrations d'éponges ou d'autres communautés benthiques (Maldonado et al., 2015 ; Evans et al., 2016). Les deux se trouvent en Méditerranée occidentale et centrale dans des zones allant de 300 m à plus de 1 000 m de profondeur (Sartoretto et Zibrowius, 2018 ; Chimienti et al., 2019).

Le cas de *Dendrobrachia bonsai* est similaire, bien qu'il s'agisse d'une espèce associée à de plus grandes profondeurs (généralement inférieure à 400-500 m). On l'a trouvée en train de former des fourrés dans les fonds rocheux profonds ou comme espèce prédominante dans les zones d'escarpements et de canyons à forte inclinaison (Sartoretto, 2012 ; de la Torriente et al., 2014 ; Evans et al., 2016).

Dans le cas de *Nicella granifera*, cela n'a été constaté jusqu'à présent qu'en méditerranée occidentale, dans des monts sous-marins situés entre les mers d'Alboran et des Baléares (Aguilar et al., 2013). Il a une distribution bathymétrique profonde, généralement inférieure à 400 m.

Enfin, le corail rouge (*Corallium rubrum*) présente une vaste étendue bathymétrique qui s'étend des grottes en eaux peu profondes de la zone infralittorale à des profondeurs supérieures à 1 000 m dans la zone bathyale (Rossi et al., 2008 ; Taviani et al., 2010 ; Knittweis et al., 2016), avec un pic aux profondeurs mésophotiques (Cattaneo et al., 2016). Bien qu'il puisse former des forêts monospécifiques sur les fonds rocheux ou qu'il soit l'espèce prédominante sur les escarpements et dans les grottes (Cau et al., 2016b), il a également été trouvé dans des forêts mixtes associées à des coraux blancs, antipathariens ou de grands gorgones (Freiwald et al., 2009 ; Constatini et al., 2010 ; Evans et al., 2016).

Sur les fonds meubles, la communauté la plus caractéristique est celle des coraux bambou (*Isidella elongata*). C'est une espèce qui est presque exclusive à la mer méditerranée et qui apparaît généralement dans des fonds boueux au-dessous de 400 m de profondeur. Il a été trouvé sur des monts sous-marins dans les mers d'Alboran et des Baléares (Aguilar et al., 2013 ; de la Torriente et al., 2014 ; Mastrototaro et al., 2017), dans les fonds profonds de la pente espagnole (Cartes et al., 2013).), devant les canyons du golfe du Lion (Fabri et al., 2014), sur le haut-fond Carloforte à 190m de profondeur (Bo et al., 2015), dans la plaine bathyale de Malte (R. Aguilar, . obs.), et dans la mer Ionienne (Mytilineou et al., 2014), entre autres.

Les autres espèces à fond mou comprennent *Spinimuricea spp.* (Aguilar et al., 2008 ; Bo et al., 2012b ; Topçu et Öztürk, 2016), à des profondeurs allant de la zone circalittorale à la haute bathyal, sur des fonds détritiques, soit dans les zones côtières et dans les grands fonds, parfois *pennatulacées* et *Alcyoniidae*. L'espèce *Eunicella filiformis* se développe librement sur des fonds marins détritiques (Templado et al., 1993) avec une répartition similaire à celle de *Spinimuricea spp.*

- *Habitats dominés par les pennatulacéens*

Puisqu'il s'agit d'espèces qui enfouissent une partie de leur colonie dans le substrat, elles ont besoin de fonds meubles, soit sablonneux soit boueux, entre la zone de l'infralittoral et les profondeurs de la zone bathyale. Elles peuvent par conséquent être présentes dans tout type de fonds meubles des montagnes sous-marines et des canyons et dans les plaines bathyales et les bordures des plateaux, etc.

Les espèces des genres *Pennatula* et *Pteroeides* peuvent former des communautés mixtes qui deviennent nombreuses sur les bordures des plateaux et au début du talus (par exemple, le banc de Chella)(de la Torriente et al., 2014; Aguilar et al., 2013; Gili & Pagès, 1987). Les espèces peuvent varier en fonction de la profondeur, *Pennatula rubra* étant plus fréquente dans les zones peu profondes, alors que *P. phosphorea* occupe les fonds sous-marins plus profonds, à des profondeurs atteignant les parties boueuses de la zone bathyale. Leur répartition est pan-méditerranéenne.

*Virgularia mirabilis* et *Veretillum cynomorium* constituent également des espèces qui présentent une vaste répartition bathymétrique et géographique. Observées dans l'ensemble de la Méditerranée, sur les pentes des montagnes sous-marines, les bordures des plateaux, les plaines et les canyons, etc. (Aguilar et al., 2013; Gili & Pagès, 1987), elles occupent les fonds boueux-sablonneux, depuis les zones de l'infralittoral jusqu'aux zones bathyales, se mêlant parfois également à d'autres pennatulacés ou formant des communautés monospécifiques.

*Funiculina quadrangularis* partage également les caractéristiques d'autres pennatulacés mais il s'agit d'une espèce typique des fonds meubles profonds, observée dans l'ensemble de la Méditerranée, à des profondeurs allant de la zone du circalittoral jusqu'aux profondeurs de la zone bathyale. Elle forme des forêts denses dans les zones de plateau, dans les zones en pente douce des canyons et dans les

interstices boueux-sablonneux des montagnes sous-marines, etc. (Fabri et al., 2014; de la Torriente et al., 2014 ; Morri et al., 1991). Elle peut être présente dans des communautés mixtes avec d'autres pennatulacés, du corail bambou ou d'autres espèces des fonds meubles, notamment les divers bryozoaires et spongiaires.

Récemment, un autre pennatulacé dont la répartition semblait être exclusive à l'Atlantique, a été découvert dans plusieurs zones de Méditerranée (mer des Baléares, Méditerranée centrale et mer Ionienne). Il s'agit de *Protoptilum carpenteri* (Mastrototaro et al., 2015, 2017; Aguilar, Obs. pers.), qui a une préférence pour les mêmes substrats et semble très similaire à *Funiculina quadrangularis*, passant ainsi parfois inaperçu.

Enfin, *Kophobelemnion stelliferum* constitue une espèce typique des fonds boueux profonds (généralement au-dessous de 400/500 m) – bien que parfois moins profonds (Fourt et al., 2012) – qui peut, comme pour d'autres pennatulacés, être présente mêlée à d'autres caractéristiques de communautés biologiques de ces fonds sous-marins (*Isidellaelongata*, *Funiculina quadrangularis*, *Kinetoskias* sp). Elle a été observée sur les sommets des montagnes sous-marines profondes, notamment à Avempace en mer d'Alboran (Pardo et al., 2011) ou dans les zones bathyales de la mer Ionienne, comme à Santa Maria di Leuca (Mastrototaro et al., 2013).

- *Habitats avec d'autres anthozoaires*

D'autres groupes d'anthozoaires, notamment Alcyoniidae, les anémones de mer (Actiniaires) et les cérianthides donnent également lieu à des caractéristiques de communautés des habitats obscurs.

Il s'agit d'espèces nouvellement découvertes ou redécouvertes, telles que *Chironophthya mediterranea* (López-González et al., 2014) et *Nidalia studeri* (López-González et al., 2012), qui créent des agrégations denses dans les zones du circalittoral inférieur et bathyales, à des profondeurs entre environ 150 m et 400 m. Elles sont présentes sur les fonds durs et sur les substrats présentant des graviers et des sédiments grossiers des montagnes sous-marines, des bordures des pentes et des canyons sous-marins. Leur répartition géographique connue s'étend de la Méditerranée occidentale à la Méditerranée centrale, bien qu'une répartition plus vaste n'ait pas été exclue.

Des espèces tout aussi importantes, notamment *Alcyonium palmatum* et *Paralcyonium spinulosum* (Marin et al., 2014; UNEP/MAP-SPA/RAC, 2013; Bo et al., 2011; Marin et al., 2011b; Templado et al., 1993), en raison de leur plasticité leur permettant d'occuper tant les fonds meubles que durs, peuvent coloniser de vastes zones de Méditerranée, tant dans les habitats peu profonds qu'obscurs, généralement observées sur les sommets des montagnes sous-marines. Il est tout à fait courant pour ces espèces de s'associer à d'autres anthozoaires.

Pour ce qui concerne les anémones, actuellement seule *Actinauge richardii* peut être considérée comme espèce des habitats obscurs qui forme des communautés d'importance. Habituelle dans les fonds sédimentaires, de préférence sablonneux, entre les zones du circalittoral et bathyales, elle est observée en grand nombre sur les pentes douces des montagnes sous-marines de Méditerranée occidentale ou dans les plaines bathyales de Méditerranée centrale (Aguilar, Obs. pers.).

Enfin, les anémones tubulaires ou cérianthides, constituent un autre ordre d'anthozoaires qui présentent des colonies et qui peuvent atteindre des densités élevées dans les fonds sous-marins bathyaux détritiques et boueux. Ainsi, par exemple, *Cerianthus membranaceus* peut être présente en groupes compacts d'individus éparpillés sur une vaste zone, notamment les pentes ou autour des canyons (Lastraset al., 2016; Aguilar et al., 2008) alors qu'*Arachnanthus* spp. est généralement présente en groupes de centaines ou de milliers d'individus légèrement séparés les uns des autres (Aguilar et al., 2014; Marín et al., 2011).

- *Terrains d'éponge avec demosponges*

Plusieurs démonsponges donnent lieu à des agrégations denses, parfois en tant qu'espèce dominante et parfois en combinaison avec des coraux et des gorgones. *Poecillastra compressa* et *Pachastrella monilifera* semblent présenter la répartition géographique la plus vaste de Méditerranée et jouer un rôle important dans les écosystèmes profonds (Angeletti et al., 2014; Bo et al., 2012; Calcinai et al., 2013; Taviani et al., 2016a), alors que ceux du genre *Phakellia* sont plus courants en Méditerranée

occidentale (de la Torriente et al., 2014; Aguilar et al., 2013). Ils peuvent commencer à apparaître dans le circalittoral inférieur, mais leur présence est plus courante dans la zone bathyale.

La Méditerranée orientale abrite les grands Dictyocératides du genre *Spongia*, *Ircinia*, *Sarcotragus*, *Scalariispongiade* même que les Agélasides (notamment *Agelas oroides*), etc., qui sont courants dans les zones peu profondes, telles que les têtes de canyons, les bordures des plateaux et les zones bathyales supérieures (Aguilar, Obs. pers.).

Tant les Axinellides que les Haplosclérides peuvent présenter un comportement similaire, devenant abondants dans les zones du circalittoral profond et bathyales supérieures, en particulier dans les montagnes sous-marines et d'autres fonds rocheux (Aguilar et al., 2013; Bo et al., 2012b; Bo et al., 2011).

Des démonstonges de la famille des Desma ou des Trectatinellides (par exemple "Lithistida"), peuvent former de grandes agrégations, voire des formations récifales, dans les zones bathyales profondes, comme celles de *Leiodermatium pfeifferae*, observée dans les montagnes sous-marines à des profondeurs de plus de 700 m, à proximité des îles Baléares (Maldonado et al., 2015) et sur le banc de Méjean entre 380 et 455 m (Fourt & Chevaldonné, Obs. pers.). On ne sait pas si d'autres "éponges pierre" sont présentes en Méditerranée, notamment *Leiodermatium lynceus* ou *Neophrissospongia nolitangere*, qui donnent lieu à des formations similaires dans l'Atlantique, pourraient également en faire autant en Méditerranée.

Dans les fonds meubles, la présence d'agrégations d'éponges est limitée à quelques rares espèces, telles que *Thenaea muricata*, courante dans les fonds boueux de la zone bathyale dans l'ensemble de la Méditerranée (Evans et al., 2016; Fourt et al., 2014; de la Torriente et al., 2014; Pansini & Musso, 1991), parfois avec la présence de l'éponge carnivore *Cladorhiza abyssicola*, alors que *Rhizaxinella pyrifer* est plus courante dans les fonds sablonneux-détritiques mais est présente également dans les suintements froids des volcans de boue (Olu-Le Roy et al., 2004).

- *Sols d'éponge avec hexactinellides*

Les grandes éponges siliceuses *Asconema setubalense* sont les plus importantes dans la formation de ces agrégations d'éponges en Méditerranée occidentale (Boury-Esnault et al., 2015; Aguilar et al., 2013), essentiellement sur les fonds rocheux des montagnes sous-marines à des profondeurs au-dessous de 200 m, mais n'ont pas été observées au-delà de la mer d'Alboran.

Avec une répartition bien plus vaste en Méditerranée, atteignant le bassin oriental, *Tetrodictyum reiswegi* (Boury-Esnault et al., 2017; 2015; Aguilar et al., 2014) est plus limitée que l'éponge mentionnée précédemment et est généralement moins nombreuse, bien qu'elle puisse former des agrégations sur les fonds durs des montagnes sous-marines, les escarpements et dans les canyons, etc., à des profondeurs entre 200 et 2500 m.

On ne sait pas si d'autres espèces d'hexactinellides qui sont présentes en Méditerranée peuvent former des agrégations similaires à celles qu'elles créent dans l'Atlantique, comme pour le genre *Aphrocallistes* ou *Farrea* (Boury-Esnault et al., 2017).

Une autre éponge, *Pheronema carpenteri*, peut également donner lieu à d'importantes formations, mais dans ce cas sur des fonds boueux. En Méditerranée, elle est présente de la mer d'Alboran à la mer Tyrrhénienne, à des profondeurs entre 350 m et plus de 2000 m (Boury-Esnault et al., 2015).

Toutes les espèces d'anthozoaires et d'éponges mentionnées ci-dessus qui présentent une répartition bathymétrique et une préférence de substrats similaires peuvent former des habitats mixtes.

- *Habitats dominés par les crustacés*

Il existe deux groupes de crustacés qui donnent lieu à des habitats de haute mer en Méditerranée : les cirripèdes et les Ampeliscidés.

En ce qui concerne les cirripèdes, *Balanomorpha pachylasma gigantea* constitue l'espèce dominante, et contribue même aux habitats coralliens des eaux profondes (Angeletti et al., 2011; Schembri et al.,

2007), bien que *Megabalanus* spp. puisse également créer un certain nombre de communautés d'importance, généralement avec des mollusques et des coraux (Aguilar, Obs. pers.).

Pour les Ampeliscidés, leurs tubes couvrent de vastes extensions de fonds sédimentaires. Il existe plusieurs douzaines d'espèces du genre *Ampelisca*, *Haploops* et *Byblis* qui sont présentes sur les bordures des pentes, sur les pentes douces des escarpements et dans les canyons et même dans les montagnes sous-marines et les champs hydrothermaux (Bellan-Santini, 1982; Dauvin & Bellan-Santini, 1990; Marín et al., 2014; Esposito et al., 2015; Aguilar, Obs. pers.), à des profondeurs qui varient des bordures des plateaux ou des sommets des montagnes sous-marines jusqu'à des profondeurs de plus de 700 m.

- *Habitats dominés par les bryozoaires*

Les bryozoaires forment généralement des agrégations mixtes avec d'autres espèces d'invertébrés benthiques, mais ils peuvent parfois être dominants, comme dans le cas d'espèces de grande taille et arborescentes des genres *Reteporella*, *Hornera*, *Pentapora*, *Myriapora* et *Adeonella*. Tous se fixent sur des substrats rocheux, mais également sur des graviers ou des sédiments grossiers, et leur répartition couvre l'ensemble du bassin méditerranéen. Bien que ces espèces soient courantes dans les fonds peu profonds, elles peuvent s'étendre à des zones plus profondes (Bellan-Santini et al., 2002), y compris des escarpements, des fonds rocheux profonds et des sommets de montagnes (Aguilar et al., 2010 ; de la Torriente et al. 2014). Dans les fonds meubles, à des profondeurs allant de 350 à 400 m, certaines espèces à pédoncule, telles que *Kinetoskias* sp. (Harmelin et D'Hondt, 1993 ; Aguilar et al., 2013, Maldonado et al., 2015), ou d'autres espèces de la famille des *Candidae* (R. Aguilar, obs. Pers.), pourraient commencer à apparaître. Ces bryozoaires vivant sur des fonds boueux ont été trouvés dans les bassins de la méditerranée occidentale et centrale (Mastrototaro et al., 2017).

- *Habitats dominés par les polychètes*

De nombreux polychètes forment des associations avec des espèces telles que les anthozoaires, les spongiaires et les brachiopodes, etc. sur les substrats rocheux des escarpements et des montagnes, dans les canyons et les grottes, etc. mais peuvent également être présents sous forme d'agrégats d'espèce unique ou sous forme d'espèce dominante des fonds meubles.

Les sabellidés et serpulidés font partie des polychètes tubicoles les plus largement répartis. Ils forment des agrégats denses dans les fonds sédimentaires profonds autour de l'île d'Alboran, tel que *Sabella pavonina* (Gofas et al., 2014); créent de petits récifs avec des coraux, comme pour *Serpula vermicularis* dans le canyon du Bari (Sanfilippo et al., 2013); ou en grand nombre, occupent les vastes zones des fonds détritiques sur les pentes des montagnes sous-marines, le talus continental ou les têtes des canyons sous-marins, notamment *Filograna implexa* (Würtz & Rovere, 2015) qui peut également collaborer à la formation de récifs coralliens en eaux profondes (D'Onghia et al., 2015) tel que l'Eunicidae *Eunice norvegica* (Taviani et al., 2016b).

En ce qui concerne les térébellidés, le vers de sable fouisseur (*Lanice conchilega*) crée des colonies dans les fonds sablonneux et les boues sablonneuses des zones du circalittoral et bathyales et est présent en densités élevées dans les montagnes sous-marines telles que le banc de Chella en mer d'Alboran ou dans les canyons tels que La Fonera en Catalogne. Aucune étude n'a été effectuée sur leur abondance et leur répartition en Méditerranée mais des données relatives à la mer du Nord enregistrent des densités de plusieurs centaines ou milliers d'individus par mètre carré, formant des structures avec des fonctions similaires à celles de certains récifs biogènes (Rabaut et al., 2007).

Parallèlement, les siboglinidés, produisent d'importantes agrégations dans les volcans de boue, les lacs hypersalins et d'autres structures avec des communautés chimiosynthétiques, notamment le volcan de boue Amsterdam, entre les aires de répartition marines d'Anaximène et d'Anaxagore en Méditerranée orientale (Shank et al., 2011).

- *Habitats dominés par les mollusques*

Les agrégations, concrétions et récifs de mollusques principaux des fonds profonds sont ceux formés par les huîtres de la famille Gryphidae. Il est possible d'observer *Neopycnodonte cochlear* dans la zone photique mais il crée également des faciès en eau profonde, sur des fonds rocheux ou détritiques,

sur des escarpements et des montagnes sous-marines et dans des canyons, etc. (Fabri et al., 2014; de la Torriente et al., 2014). *N. zibrowii* est présent uniquement sur les fonds rocheux, et occupe également les escarpements, les montagnes sous-marines et les canyons, mais sa répartition se situe à de plus grandes profondeurs, depuis 350m jusqu'à des profondeurs de plus de 1000 m (Beuck et al., 2016; Taviani et al., 2016b). Le grand limidé *Acesta excavata* contribue aux communautés des fonds durs du golfe de Naples, associé à *N. zibrowii* et aux coraux scléactiniaires *M. oculata*, *L. pertusa*, *D. dianthus* et *Javania cailleti* (Taviani et al., 2016c).

Il existe également d'autres espèces de mollusques, notamment *Spondylus gussoni* et *Asperarca nodulosa*, qui peuvent être présents en grand nombre, parfois cohabitant avec les coraux des eaux profondes (Foubert et al., 2008; Rosso et al., 2010; Taviani et al., 2016b). Leur faciès peut être dominant dans certains fonds marins ou faire partie d'autres communautés qui occupent les eaux profondes, sur les fonds rocheux des escarpements et des canyons, avec les brachiopodes et d'autres bivalves.

- *Autres habitats*

Les brachiopodes tels que *Megerlia truncata*, *Terebratulina retusa*, *Argyrotheca* spp., *Megathyris detruncata*, *Novocrania anomala*, etc., font partie de nombreux habitats sous-marins et micro-habitats des fonds rocheux, notamment des habitats des canyons sous-marins et bathyaux des coraux durs (Madurell et al., 2012; Angeletti et al., 2015; Taviani et al., 2016b). Toutefois, il existe une autre espèce qui forme d'importants faciès dans les fonds meubles, avec une vaste zone bathymétrique, bien que les concentrations les plus élevées soient généralement observées dans les zones détritiques en bordure du plateau et au début du talus continental. Il s'agit de l'espèce *Gryphus vitreus* (Madurell et al., 2012; Aguilar et al., 2014; EC, 2006).

Dans d'autres cas, les ascidiacés tels que *Diazona violacea* sont l'espèce dominante (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2013) et/ou différentes espèces d'ascidies solitaires appartenant aux familles des *Molgulidae*, *Asciidiidae*, *Pyuridae* et *Styelidae* (Templado et al., 2012). Ces agrégations peuvent être présentes sur les montagnes sous-marines ou les zones en pente, sur les fonds boueux détritiques (Pérès and Picard, 1964) ou les fonds rocheux fortement recouverts de sédiments.

Il convient de noter parmi les espèces non-sessiles, les communautés formées par les échinodermes qui jouent un rôle essentiel dans la structuration des fonds meubles et durs. Les habitats formés par de grandes agrégations de crinoïdes (*Leptometra* spp.) sont reconnus sensibles en raison de l'abondance des espèces associées et de leur importance pour certaines espèces commerciales (Colloca et al., 2014). Toutefois, *Leptometra phalangium* n'est pas exclusivement limitée aux fonds meubles, elle peut également être présente en nombre équivalent sur les fonds rocheux (Marín et al., 2011; 2011b) ou encore les récifs coralliens (Pardo et al., 2011; Aguilar, Obs. pers.).

Il convient également de noter l'occurrence de ce type d'agrégation sur les fonds meubles impliquant des oursins tels que *Gracilechinus acutus* et *Cidaris cidaris* (Templado et al., 2012; Aguilar, Obs. pers.), les holothuries, notamment *Mesothuria intestinalis* et *Penilpidia ludwigi* (Cartes et al., 2008; Pagès et al., 2007), les ophiuroïdes tels que *Amphiura* spp., etc., et également sur quelques fonds et récifs rocheux, avec une abondance de spécimens de *Ophiothrix* spp. et de *Holothuria forskali*, etc. (Templado et al., 2012).

Les communautés archéennes et les tapis microbiens sont tout aussi importants (Pachiadaki & Kormas, 2013; Pachiadaki et al., 2010; Giovannelli et al., 2016) accompagnés de leurs mollusques chimiosymbiotiques associés (par exemple *Lucinidae*, *Vesicomidae*, *Mytilidae*, *Thyasiriidae*) ou de polychètes (*Lamellibrachia* sp., *Siboglinum* sp.) et de crevettes fantomes (*Calliax* sp.) qui occupent des zones riches en soufre et méthane (Taviani, 2014). La majorité des sites fait référence aux infiltrations froides et elles existent en Méditerranée occidentale, dans le volcan de boue de Naples de la plaine abyssale entre la Crète et l'Afrique du Nord (révisé par Olu-Le Royet et al., 2004; Taviani, 2011), ou dans les volcans Osis et Osiris dans la zone d'infiltrations de fluides du delta profond du Nil (Dupré et al., 2007; Southward et al., 2011), et dans la montagne sous-marine Erathostène au sud de Chypre (Taviani, 2014), mais elles sont également connues dans le champ de petites dépressions du Bassin de Gela au sud de la Sicile (Taviani et al., 2013), et dans la zone de Jabuka-Pomo en mer

Adriatique (Taviani, 2014). Les communautés hydrothermales sont plus rares et documentées sur les appareils volcaniques sous-marins en mer Tyrrhénienne et en mer Egée (Taviani, 2014). Ces communautés chimiosynthétiques sont également présentes à de grandes profondeurs, jusqu'à plus de 2000 m.

- *Thanatocénoses*

Les vestiges fossiles ou subfossiles de plusieurs espèces marines génèrent une thanatocénose (assemblages d'organismes morts ou de fossiles) qui offrent des habitats de grande importance dans les habitats obscurs. Ils peuvent avoir une origine très diverse, mais continuent à constituer des structures biogènes qui agissent comme récifs ou formations tridimensionnelles et qui fournissent également un substrat pour l'établissement de multiples espèces.

La thanatocénose fait partie de ces formations, dominées par les vestiges anciens et les récifs de corail, de mollusques, de brachiopodes, de polychètes et d'éponges. Ces fonds sont observés sur les montagnes sous-marines, les plateaux bathyaux, les escarpements et les canyons, etc. Ils comprennent des fonds marins compactés d'anciennes agrégations de *Gryphus vitreus* (Aguilar, Obs. pers.) ; des récifs et débris de *Madrepora oculata*, *Lophelia pertusa*, *Desmophyllum dianthus*, *Dendrophyllia cornigera*, d'huîtres (*Neopycnodonte zibrowii*), etc. (Županović, 1969; Taviani & Colantoni, 1979; Zibrowius & Taviani, 2005; Taviani et al., 2005b; Rosso et al., 2010; Fourt et al., 2014b; 2011b; Bo et al., 2014c); des faciès à coquillages *Modiolus modiolus* (Gofas et al., 2014; Aguilar et al., 2013; des récifs de subfossiles de polychètes, tels que *Pomatoceros triqueter* (Domínguez-Carrió et al., 2014); des structures fossilisées d'anciennes agrégations d'éponges, telles que *Leiodermatium* sp. (Aguilar, Obs. pers.) ; des concentrations de spicules d'hexactinellides ; des vestiges de bryozoaires (Di Geronimo et al., 2001) ; et même des accumulations d'algues et de végétaux tels que les rhizomes et les feuilles de *Posidonia oceanica* transportés des zones superficielles vers les fonds des eaux profondes.

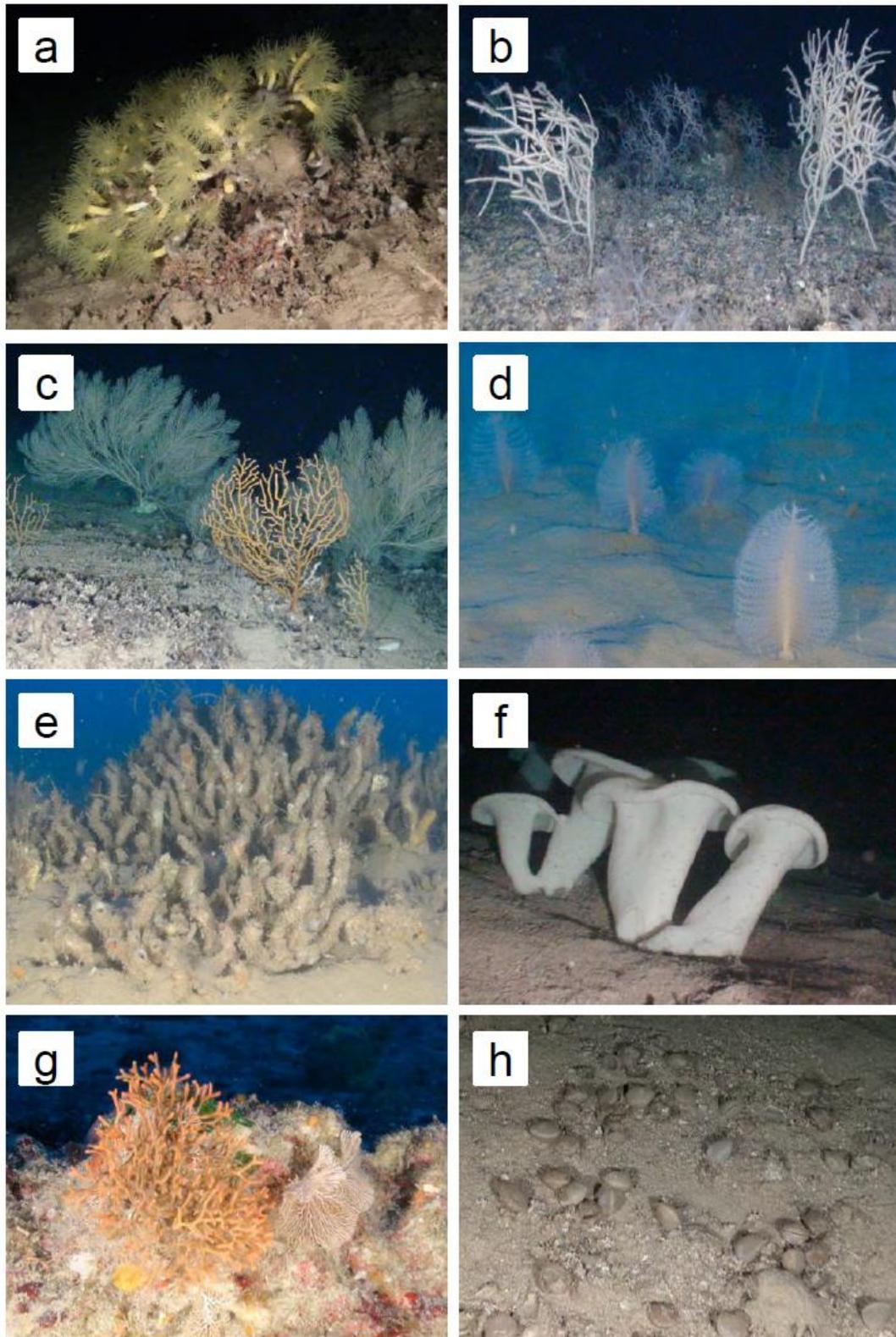


Figure 2 : Espèces caractéristiques des habitats d'eaux profondes. *Dendrophyllia cornigera*, Catifas Bank (a) ; *Antipathes dichotoma* et *Leiopathes glaberrima*, Malte (b) ; *Callogorgia verticillata* et *Placogorgia sp.*, Mont sous-marin Ses Olives (c) ; *Pennatula rubra*, Liban (d) ; récif de vermetes, Liban (e) ; *Asconema setubalense*, Chella Bank (f) ; *Aeonella calveti* et *Hornera frondiculata*, Malte (g) ; *brachiopodes Gryphus vitreus*, escarpement Emile Baudot (h). Photos d'Oceana (SPA/RAC-UN Environment/MAP OCEANA, 2017).

## Méthodes de surveillance

### a) INDICATEUR COMMUN 1 : Aire de répartition et étendue de l'habitat

#### *Approche*

L'IC1 vise à fournir des informations sur la zone géographique dans laquelle se trouvent des habitats obscurs en mer méditerranée et sur l'étendue totale des surfaces couvertes par ces habitats. La cartographie des habitats obscurs est particulièrement difficile en raison des contraintes opérationnelles liées à la gestion des dispositifs (par exemple, SSS ou ROV) dans des eaux très profondes et dans des grottes. Dans ce dernier cas, il est souvent impossible de permettre à l'instrument de pénétrer dans la grotte, en plus des coûts associés aux campagnes océanographiques.

Trois étapes principales peuvent être identifiées pour cartographier les habitats obscurs :

- 1) La planification initiale, qui inclut la définition des objectifs afin de sélectionner la surface minimale à cartographier ainsi que la résolution, les outils et l'équipement nécessaires
- 2) L'enquête sur le terrain est la phase pratique pour la collecte de données, la phase la plus coûteuse car elle nécessite généralement des activités sur le terrain.
- 3) Le traitement et l'interprétation des données nécessitent des connaissances et de l'expérience pour garantir que les données collectées soient utilisables et fiables.

#### Résolution

Les mesures de l'étendue totale de l'habitat peuvent être soumises à une grande variabilité, la valeur finale étant influencée par les méthodes utilisées pour obtenir des cartes et par la résolution à la fois lors de l'acquisition des données et de la restitution cartographique finale. La sélection d'une échelle appropriée est une étape critique de la phase de planification initiale (Mc Kenzie et al., 2001). Une précision moyenne et un niveau de détail inférieur peuvent être acceptés lorsque de grandes surfaces doivent être cartographiées et que des investigations globales sont menées. Au contraire, une précision et une résolution bien supérieures sont nécessaires lorsque des zones plus petites doivent être cartographiées. Des cartes détaillées fournissent une localisation précise de la distribution de l'habitat et une définition précise de ses limites d'extension et de l'étendue totale de l'habitat, toutes les caractéristiques nécessaires aux fins de contrôle et de surveillance futurs sur une période donnée. Cependant, la rareté des données cartographiques à échelle fine sur la répartition globale des habitats obscurs est l'une des plus grandes lacunes du point de vue de la conservation.

#### Grottes marines

À ce jour, environ 3 000 grottes marines (partiellement et entièrement immergées) ont été répertoriées dans le bassin méditerranéen (Figure 3), selon le dernier recensement à l'échelle du bassin réalisé par Giakoumi et al. (2013). La plupart de ces grottes (97%) sont situées dans la mer du Nord de la Méditerranée, qui englobe un pourcentage plus élevé de côtes carbonatées et a fait l'objet d'études plus approfondies. Néanmoins, le nombre de grottes sous-marines pénétrant dans les côtes rocheuses du bassin méditerranéen reste inconnu et des efforts pour une cartographie complète sont encore nécessaires pour combler les lacunes de distribution, en particulier dans les régions orientales et méridionales de notre mer.

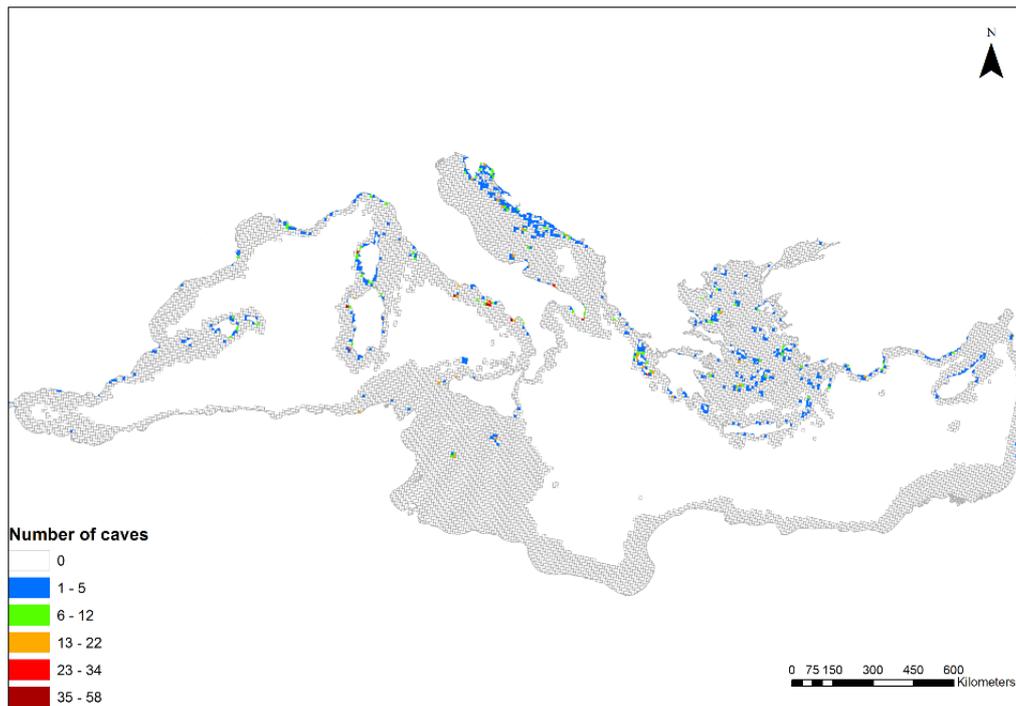


Figure 3 : Répartition des grottes marines en mer méditerranée ; les différentes couleurs représentent le nombre de grottes dans des cellules de 10 km X 10 km (d'après Giakoumi et al., 2013).

#### Habitats d'eaux profondes

Les habitats d'eaux profondes se trouvent dans des zones très diverses et très étendues de la mer méditerranée, étant donné que cette mer a une profondeur moyenne d'environ 1 500 m, avec beaucoup de ses fonds marins situés dans des zones aphotiques (Fig. 4).

En méditerranée, 518 grands canyons ont été identifiés (Harris et Whiteway, 2011) (figure 5), ainsi que près de 242 montagnes sous-marines ou structures ressemblant à des monts sous-marins (Würtz et Rovere, 2015) (figure 6), vingt sites où des assemblages chimio-synthétiques en eau profonde ont été confirmés (Taviani, 2014) (Fig. 7). Cependant, il existe encore de nombreux autres canyons, structures sous-marines et sites impliquant l'émission de gaz qui n'ont pas encore été étudiés, ce qui changera certainement ces chiffres. En outre, 80% des fonds marins méditerranéens sont situés à une profondeur de plus de 200 m et pourraient donc potentiellement abriter des habitats obscurs.

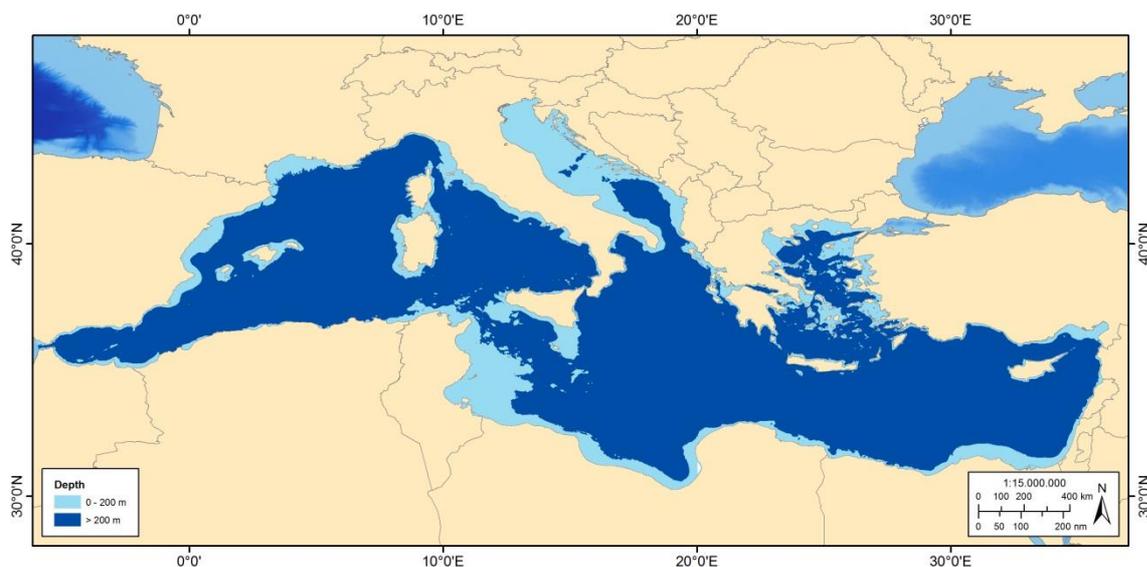
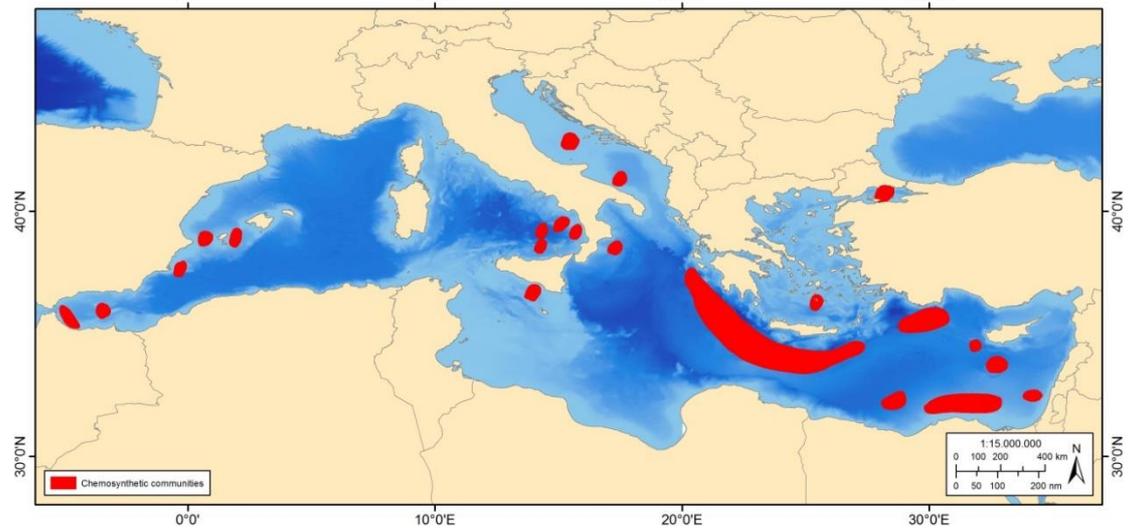
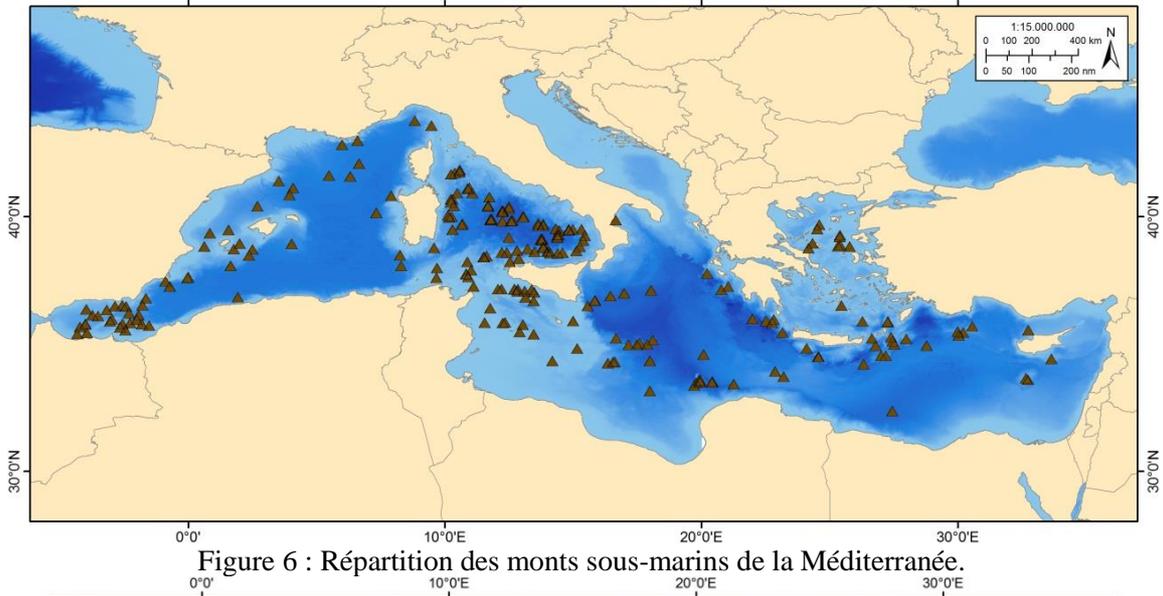
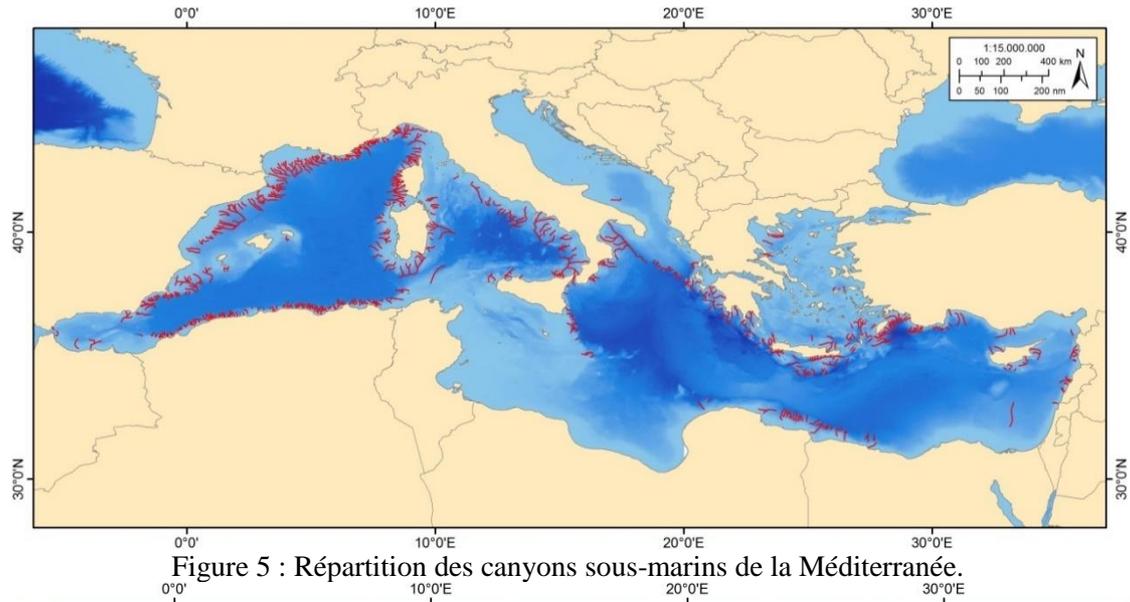


Figure 4 : Zones d'eaux profondes en Méditerranée situées à moins de 200 m de profondeur.



## **Méthodes**

### Grottes marines

L'inventaire des communautés de grottes marines nécessite deux étapes :

- ✓ Localisation des grottes marines (géoréférencement, topographie, cartographie, etc.)
- ✓ Caractérisation des communautés (diversité, structure, couverture des espèces, etc.)

### *Plongée sous-marine*

Pour les grottes marines jusqu'à 40 m de profondeur, la plongée est nécessaire pour l'exploration, la cartographie et l'inventaire, à l'exception des grottes peu profondes de type semi-immersé, souvent repérées et accessibles au niveau de la surface de la mer. À un certain niveau, des informations de base sur l'emplacement, la profondeur et la morphologie des grottes marines pourraient être obtenues des communautés locales de plongeurs et de pêcheurs, avant toute initiative de cartographie des grottes. La plongée dans des grottes marines, même dans les plus profondes, pose un défi logistique et nécessite l'adoption de mesures de sécurité appropriées dans le cadre du principe de précaution, même pour les plongeurs expérimentés. Le fond de la grotte est souvent recouvert de sédiments limoneux, qui pourraient facilement être agités par des plongeurs réduisant la visibilité et rendant difficile - voire impossible - la localisation de l'entrée de la grotte. Par conséquent, une bobine de plongée avec une ligne calibrée (par exemple, des marqueurs de distance tous les 1m) est nécessaire avec un équipement de plongée standard (par exemple, un ordinateur de plongée, des lumières, un compas magnétique, une ardoise) (Barbieri, 2014). Un équipement supplémentaire est nécessaire pour prendre des mesures de distance (par exemple, un ruban à mesurer, un sondeur portable, un compas et un télémètre étanche pour les grottes semi-immersées).

La topographie joue un rôle crucial dans la structuration des communautés de grottes marines et, par conséquent, l'enregistrement des caractéristiques topographiques de base est important pour les inventaires de grottes, ainsi que pour la conception de plans d'échantillonnage et de protocoles de surveillance appropriés. Une bonne connaissance de la topographie de la grotte avant les travaux de terrain sous-marins est importante pour des raisons de sécurité (Rastorgueff et al., 2015). Les caractéristiques topographiques les plus frappantes à prendre en compte lors de l'inventaire des grottes marines sont : i) la profondeur ; ii) l'orientation et les dimensions de l'entrée ou des entrées de la grotte ; iii) la morphologie de la grotte (par exemple, une grotte ou un tunnel aveugle) ; iv) niveau d'immersion (par exemple, une cavité semi-immersée ou immergée) ; v) profondeur maximale et minimale de l'eau à l'intérieur de la grotte ; et vi) longueur totale de la grotte. Les définitions de ces attributs topographiques sont disponibles dans la Base de Données Thématique du Registre Mondial des Espèces Cavernicoles Marines (WoRCS), Gerovasileiou et al., 2016a). Les caractéristiques abiotiques et biotiques uniques, telles que les micro-habitats pouvant héberger des communautés distinctes et des espèces rares (sources de soufre, sources d'eau douce, bioconstructions, etc.) doivent également être enregistrées. Un protocole utile pour l'inventaire des grottes semi-immersées a été fourni par Dendrinou et al. (2007) ; Toutefois, dans les zones desservant les populations de phoques moines méditerranéens (*Monachus monachus*), de telles initiatives devraient être entreprises pendant les périodes de faible activité des phoques dans les grottes (par exemple, à la fin du printemps ou au début de l'été) afin de minimiser les perturbations potentielles.

La plupart des grottes marines méditerranéennes étudiées sont semi-immersées ou peu profondes et très peu dépassent la profondeur maximale de 30m, probablement en raison des contraintes logistiques liées aux travaux sous-marins. L'inventaire des formations souterraines plus profondes et complexes nécessite des compétences très spécialisées et du matériel de plongée (par exemple, un Appareil de Respiration Sous-Marine en Circuit Fermé - CCUBA), ce qui entraîne des risques plus importants que la plongée classique. L'exploration des grottes et des surplombs en haute mer nécessite l'utilisation de ROV, même si plusieurs limitations sont liées à la possibilité de pénétrer dans ces habitats confinés (Fairfield et al., 2007 ; Stipanov et al., 2008).

### Habitats d'eaux profondes

#### *Enquêtes acoustiques et vidéo*

La technologie nécessaire pour la recherche et les expéditions dans les habitats d'eaux profondes (par exemple, les véhicules télécommandés, les sous-marins) présente des coûts élevés qui doivent être pris en compte lors de la planification de campagnes océanographiques. Des navires de recherche, aptes à travailler dans les zones bathyales, sont nécessaires pour gérer de nombreux instruments utilisés pour la cartographie de l'habitat en eau profonde. Les cartes bathymétriques à haute résolution (produites par exemple par échosonar à faisceaux multiples) sont des outils très utiles pour la localisation et la description des habitats en eaux profondes ; Cependant, ils ne sont généralement pas disponibles. En outre, les irrégularités du fond marin rendent parfois difficile l'exploration de caractéristiques géomorphologiques, telles que les monts sous-marins, les canyons sous-marins et les grottes profondes.

La définition de l'aire de répartition et de l'étendue des habitats d'eaux profondes nécessite des techniques «conventionnelles» de cartographie des habitats, similaires à celles utilisées pour les récifs coralligènes profonds (Tab. 1). L'utilisation de bathyscaphes, sous-marins, atterrisseurs, etc., constituant des habitats profonds situés dans les eaux profondes (jusqu'à 120 m de profondeur), fournit des informations visuelles et géoréférencées sur les formations géologiques et les communautés benthiques sur ces fonds marins. Les techniques acoustiques (sonar à balayage latéral, sondeur multifaisceaux, par exemple) ou les enregistrements vidéo sous-marins (véhicule télécommandé, ROV) sont généralement recommandées, car elles nécessitent un temps d'acquisition très long compte tenu de leur vitesse et de leur portée limitées. Le sonar fournit des images topobathymétriques du fond marin par l'émission et la réception d'ultrasons ; Il crée une carte en trois dimensions qui permet d'identifier les sites potentiels avec des habitats profonds, en particulier les récifs et les agrégations de coraux et d'éponges. L'utilisation de la télédétection permet de caractériser de vastes zones pour l'évaluation de la configuration spatiale globale des habitats en eau profonde. À partir de cartes obtenues grâce à des levés par télédétection, il est facile de mettre en évidence la présence ou non de l'habitat, son aire de répartition et son étendue totale. Les méthodes acoustiques sont actuellement la technique la plus pratique pour cartographier les habitats d'eaux profondes, associées à la vérification au sol par ROV et, parfois, au carottage. L'utilisation simultanée de deux méthodes ou plus permet d'optimiser les résultats étant donné que les informations obtenues sont complémentaires. La stratégie à adopter dépendra donc de l'objectif de l'étude et de la zone concernée, des moyens et du temps disponibles. Le sonar multifaisceaux, le sonar à balayage latéral et les profileurs de sous-fond tels que TOPAS (sonar topographique paramétrique) fournissent une vue d'ensemble importante du fond marin, permettant d'identifier et de localiser la présence de caractéristiques géomorphologiques spécifiques telles que les monts sous-marins, les canyons et les volcans de boue, pockmarks, buttes carbonatées, récifs, etc.

Pour toutes les techniques de télédétection, la distinction des habitats les uns des autres et des fonds marins environnants dépend de la résolution de la méthode d'échantillonnage, une résolution plus élevée fournira de meilleures données pour distinguer les habitats, mais couvre des zones plus petites et est plus onéreuse à collecter et à traiter qu'une résolution plus faible. Toutes les techniques de cartographie acoustique sont intrinsèquement affectées par les incertitudes dues à la classification manuelle des différentes signatures acoustiques des types de substrat sur les sonogrammes. Des erreurs d'interprétation des sonogrammes peuvent survenir lorsque l'observateur ne distingue pas facilement deux types de substrat. L'interprétation des données de télédétection nécessite un étalonnage approfondi sur le terrain et le processus de vérification au sol reste essentiel. L'interprétation des sonogrammes étant également une tâche chronophage et fastidieuse, plusieurs techniques de traitement ont été proposées afin d'automatiser rapidement l'interprétation des sonogrammes et de fiabiliser cette interprétation (Montefalcone et al., 2013 et leurs références). Ces méthodes permettent une bonne discrimination entre les sédiments meubles et les récifs rocheux. L'œil humain reste cependant toujours le juge final.

Les observations à partir de la surface peuvent être effectuées à l'aide de techniques d'imagerie telles que les enregistrements vidéo sur des ROV. Les ROV ont leur propre système de propulsion et sont télécommandés depuis la surface. L'utilisation de ROV lors des levés permet de voir les images à l'écran en temps réel, d'identifier les caractéristiques spécifiques de l'habitat et d'évaluer tout changement de l'habitat ou de tout autre élément caractéristique du fond océanique, et ce levé vidéo

préliminaire peut être également utile pour localiser les stations de surveillance et d'échantillonnage. Les images enregistrées sont ensuite examinées pour obtenir une restitution cartographique sur une plate-forme SIG pour chacune des zones examinées. L'inspection des fonds marins par des méthodes visuelles ROV fournit des informations essentielles pour la détection de zones potentielles où d'autres habitats obscurs, plus difficilement détectés par des méthodes acoustiques, pourraient apparaître.

#### *Méthodes d'échantillonnage*

Pour obtenir une meilleure description de l'habitat et pour les levés acoustiques de vérification au sol, des méthodes d'échantillonnage sont parfois nécessaires. Des équipements spéciaux sont disponibles pour l'échantillonnage et la caractérisation des sédiments provenant de navires situés à de grandes profondeurs, tels que des préhenseurs, des carottages gravimétriques, des carottages piston, des carottages et des carottiers multiples, utilisés à un certain nombre de points choisis aléatoirement dans une zone d'étude (Tab. 1) (Danovaro et al., 2010).

Tableau 1 : Synthèse des principaux outils de levés utilisés pour définir l'aire de répartition de l'indicateur commun 1\_\_Habitat et son étendue pour les habitats obscures. Le cas échéant, la gamme de profondeur, la surface cartographiée, la résolution spatiale, l'efficacité (exprimée en kilomètres carrés par heure), les principaux avantages ou les limites de chaque outil sont indiqués, avec des références bibliographiques.

| Outil de levé  | Gamme de profondeur | Surface  | Résolution        | Efficacité énergétique                | Avantages  | Limites  | Références   |
|--|---------------------|--|-------------------|---------------------------------------|--|--|--|
| Plongée sous-marine (uniquement pour les grottes marines)  | 0 m à 40 m          | Petites surfaces, moins de 250 m <sup>2</sup>            | À partir de 0,1 m | 0,0001 à 0,001 km <sup>2</sup> /heure | - Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des espèces (micro-cartographie)<br>- Non destructif<br>- Faible coût, facile à mettre en œuvre                                 | - Méthode adaptée uniquement pour la caractérisation de grottes marines<br>- Petite zone inventoriée<br>- Chronophage<br>- Profondeur opérationnelle limitée<br>- Plongeurs hautement qualifiés et experts requis (contraintes de sécurité)                                  | Gerovasileiou et al. (2013, 2015) ; Montefalcone et al. (2018) |
| Échantillonnage de navires avec préhenseurs carottes de gravité, carottes, carottiers multiples, chaluts | Jusqu'à 1500 m      | Zones intermédiaires (quelques km <sup>2</sup> )         | De 1 à 10 m       | 0,025 à 0,01 Km <sup>2</sup> /heure   | - Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des espèces (micro-cartographie)<br>- Toutes les espèces prises en compte<br>- Possibilité d'identification <i>a posteriori</i> | - Méthode destructive<br>- Petite zone inventoriée<br>- Matériel d'échantillonnage nécessaire<br>- Difficulté à gérer les appareils d'échantillonnage à de grandes profondeurs<br>- Les analyses de laboratoire sont chronophages<br>- Coûts élevés des navires de recherche | Danovaro et al. (2010)   |
| Sonar à balayage latéral   | Jusqu'à 4000 m      | De moyenne à grande superficie (50-100 km <sup>2</sup> ) | À partir de 1 m   | 1 à 4 km <sup>2</sup> /heure          | - Grande Portée bathymétrique<br>- Haute résolution et bonne identification de la nature du fond<br>- Exécution rapide<br>- Non destructif   | - Image plate (2D) pour représenter les habitats complexes 3D<br>- Erreurs possibles dans l'interprétation des sonogrammes<br>- Acquisition des données de terrain nécessaires à la validation des sonogrammes   | Palmiotto et Loreto (2019)                                     |

| Outil de levé  | Gamme de profondeur | Surface  | Résolution   | Efficacité énergétique              | Avantages  | Limites  | Références                              |
|--|---------------------|--|--|-------------------------------------|--|--|---|
| Echosondeur multifaisceaux                               | Jusqu'à 4000 m      | De moyenne à grande superficie (50-100 km <sup>2</sup> ) | À partir de 1 m (linéaire) et inférieur à 1 m (profondeur) | 0,5 à 6 km <sup>2</sup> /heure      | <ul style="list-style-type: none"> <li>-Possibilité d'obtenir une image 3D</li> <li>-Double information collectée (bathymétrie et image du fond marin)</li> <li>-Portée bathymétrique très précise et large</li> <li>-Représentation réaliste du fond marin</li> <li>-Exécution rapide</li> <li>-Non destructif</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>-Très grande masse de données</li> <li>-Traitement complexe de l'information</li> <li>-Imagerie moins précise (nature du fond) que le sonar à balayage latéral</li> <li>-Acquisition des données de terrain nécessaires à la validation des sonogrammes</li> <li>-Coût élevé des instruments et des navires de recherche</li> <li>- Les cartes haute résolution ne sont généralement pas disponibles</li> </ul> | Palmiotto et Loreto (2019)              |
| Véhicule télécommandé (ROV), bathyscaphes ou sous-marins | Jusqu'à 4000 m      | Petites zones intermédiaires (quelques km <sup>2</sup> ) | À partir de 1 m à 10 m                                     | 0,025 à 0,01 Km <sup>2</sup> /heure | <ul style="list-style-type: none"> <li>-Non destructif</li> <li>-Possibilité de prendre des photos</li> <li>-Bonne identification de l'habitat et des espèces</li> <li>-Grande Portée bathymétrique</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>-Petite région levées</li> <li>-Coût élevé</li> <li>-Enregistrement et traitement lent des informations</li> <li>-Positionnement variable (géoréférencement)</li> <li>-Difficile à manipuler à de grandes profondeurs</li> <li>-Coût élevé des instruments et des navires de recherche</li> </ul>   | Enrichetti et al. (2019), Rogers (2019) |

### *L'interprétation des données*

Une fois le levé terminé, les données collectées doivent être organisées de manière à ce qu'elles puissent être utilisées à l'avenir par tous, archivées de manière appropriée et facilement consultables. Une définition claire de toutes les métadonnées doit être fournie avec le jeu de données afin de garantir une intégration future avec des données similaires provenant d'autres sources. Les données acoustiques doivent toujours être intégrées à un grand nombre d'échantillons ou d'enregistrements vidéo par les ROV pour la vérification au sol, en particulier en raison de la large distribution et de la complexité des habitats en eau profonde.

Quatre étapes importantes pour la production d'une carte de l'habitat doivent être suivies :

1. Traitement, analyse, interprétation et classification des données biologiques de terrain, à intégrer aux données acoustiques lorsqu'elles sont disponibles
2. Sélection des couches physiques les plus appropriées (par exemple, substrat, bathymétrie, hydrodynamique)
3. Intégration des données biologiques et des couches physiques, et utilisation de la modélisation statistique pour prévoir la distribution de l'habitat et interpoler les informations
4. La carte produite doit ensuite être évaluée pour sa précision, c'est-à-dire sa capacité à représenter la réalité, et donc sa fiabilité.

Au cours de l'étape analyse et de classification, il convient de consulter la liste actualisée des types d'habitats marins benthiques de la région méditerranéenne (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2019) afin de reconnaître tout type d'habitat sombre spécifique (par exemple, grottes marines, roches circalittorales, sable bathyal) et ses principales associations de caractéristiques et faciès. Une description complète de ces habitats et les critères pour leur identification sont également disponibles dans Bellan-Santini et al. (2002). Les habitats obscurs devant figurer sur les cartes sont les suivants (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2019) :

### **LITTORALE**

#### MA1.5 Roche littorale

##### MA1.52 Grottes médiolittorales

##### MA1.521 Association à Corallinales encroûtantes ou autres Rodophytes

### **INFRALITTORALE**

#### MB1.5 Roche infralittorale

##### MB1.56 Grottes et surplomb obscurs (voir MC1.53)

### **CIRCALITTORALE**

#### MC1.5 Roche circalittorale

##### MC1.53 Grottes et surplombs semi-obscurs

##### MC1.53a Parois et tunnels

MC1.531a Faciès à éponges (ex. *Axinella* spp., *Chondrosia reniformis*, *Petrosia ficiformis*)

##### MC1.532a Faciès à Hydraires

MC1.533a Faciès à Alcyonacea (ex. *Eunicella* spp., *Paramuricea* spp., *Corallium rubrum*)

MC1.534a Faciès à Scleractinia (ex. *Leptopsammia pruvoti*, *Phyllangia mouchezii*)

MC1.535a Faciès à Zoanthaires (ex. *Parazoanthus axinellae*)

MC1.536a Faciès à Bryozoaires (ex. *Reteporella grimaldii*, *Pentapora fascialis*)

MC1.537a Faciès à Ascidiacées

MC1.53b Plafonds

Voir MC1.53a pour des exemples des faciès

MC1.53c Fonds détritiques

Voir MC3.51 pour des exemples d'associations et le faciès

MC1.53d Grottes d'eaux saumâtres ou soumises à l'écoulement d'eau douce

MC1.531d Faciès à éponges *Lithistida* spp.

## OFFSHORE CIRCALITTORALE

MD1.5 Roche circalittorale du large

MD1.51 Roche circalittorale du large, dominée par les invertébrés

MD1.511 Faciès à petites éponges (ex. *Halicona* spp., *Phakellia* spp., *Poecillastra* spp.)

MD1.512 Faciès à grandes éponges dressées (ex. *Spongia lamella*, *Axinella* spp.)

MD1.513 Faciès à Alcyonacea (ex. *Alcyonium* spp., *Callogorgia verticillata*, *Ellisella paraplexauroides*, *Eunicella* spp., *Leptogorgia* spp., *Paramuricea* spp., *Swiftia pallida*, *Corallium rubrum*)

MD1.514 Faciès à Antipatharia (ex. *Antipathella subpinnata*)

MD1.515 Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp., *Madracis pharensis*)

MD1.516 Faciès à Ceriantharia (ex. *Cerianthus* spp.)

MD1.517 Faciès à Zoanthaires (ex. *Savalia savaglia*)

MD1.518 Faciès à Polychètes

MD1.519 Faciès à Bivalves

MD1.51A Faciès à Brachiopodes

MD1.51B Faciès à Bryozoaires (ex. *Myriapora truncata*, *Pentapora fascialis*)

MD1.52 Roche circalittorale du large, dominée par les invertébrés recouverts par des sédiments

Voir MD1.51 pour des exemples de faciès

MD1.53 Rives circalittorale du large, profondes

MD1.531 Faciès à Antipatharia (ex. *Antipathella subpinnata*)

MD1.532 Faciès à Alcyonacea (ex. *Nidalia* spp.)

MD1.533 Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp.)

MD2.5 Récifs biogéniques du circalittoral du large

MD2.51 Récifs biogéniques du circalittoral du large

MD2.511 Faciès à Vermetidae et/ou Serpulidae

MD2.52 Thanatocénose des coraux, ou Brachiopoda, ou Bivalvia (ex. *Modiolus modiolus*)

Voir MD1.51 pour des exemples de faciès

MD3.5 Sédiments grossiers du circalittoral du large

MD3.51 Fonds détritiques du large

MD3.511 Faciès à Bivalves (ex. *Neopycnodonte* spp.)

MD3.512 Faciès à Brachiopoda

MD3.513 Faciès à Polychètes

MD3.514 Faciès à Crinoidea (ex. *Leptometra* spp.)

MD3.515 Faciès à Ophiuroidea

MD3.516 Faciès à Echinoidea

MD4.5 Sédiments hétérogène du circalittoral du large

MD4.51 Fonds détritiques du large

Voir MD3.51 pour des exemples de faciès

MD5.5 Sables du circalittoral du large

MD5.51 Sables du circalittoral du large

Voir MD3.51 pour des exemples de faciès

MD6.5 Vases du circalittoral du large

MD6.51 Vases collantes terrigènes du large

MD6.511 Faciès à Pennatulacea (ex. *Pennatula* spp., *Virgularia mirabilis*)

MD6.512 Faciès à Polychètes

MD6.513 Faciès à Bivalves (ex. *Neopycnodonte* spp.)

MD6.514 Faciès à Brachiopoda

MD6.515 Faciès à Ceriantharia (ex. *Cerianthus* spp., *Arachnanthus* spp.)

## **BATHYAL SUPÉRIEUR**

ME1.5 Roche bathyale supérieure

ME1.51 Roche bathyale supérieure dominée par les invertébrés

ME1.511 Faciès à petites éponges (ex. *Farrea bowerbanki*, *Halicona* spp., *Podospongia loveni*, *Tretodictyum* spp.)

ME1.512 Faciès à des grandes éponges dressées (ex. *Spongia lamella*, *Axinella* sp.)

ME1.513 Faciès à Antipatharia (ex. *Antipathella subpinnata*, *Leiopathes glaberrima*, *Parantipathes larix*)

ME1.514 Faciès à Alcyonacea (ex. *Acanthogorgia* spp., *Callogorgia verticillata*, *Placogorgia* spp., *Swiftia pallida*, *Corallium rubrum*)

ME1.515 Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp., *Madrepora oculata*, *Desmophyllum cristagalli*, *Lophelia pertusa*, *Madracis pharensis*)

ME1.516 Faciès à Cirripeda (ex. *Megabalanus* spp., *Pachylasma giganteum*)

ME1.517 Faciès à Crinoidea (ex. *Leptometra* spp.)

ME1.518 Faciès à Bivalves (ex. *Neopycnodonte* spp.)

ME1.519 Facies à Brachiopoda

ME1.52 Grottes et boyaux à obscurité totale

ME2.5 Récifs biogéniques du bathyal supérieur

ME2.51 Récifs biogéniques du bathyal supérieur

ME2.511 Faciès à petites éponges

ME2.512 Faciès à des grandes éponges dressées (ex. *Leiodermatium spp.*)

ME2.513 Faciès à Scleractinia (ex. *Madrepora oculata*, *Desmophyllum cristagalli*)

ME2.514 Faciès à Bivalves (ex. *Neopycnodonte spp.*)

ME2.515 Faciès à Serpulidae récifs (ex. *Serpula vermicularis*)

ME2.516 Faciès à Brachiopodes

ME2.52 Thanatocénose des coraux, ou Brachiopoda, ou Bivalvia, ou éponges

Voir ME1.51 pour des exemples des faciès

ME3.5 Sédiments grossiers du bathyal supérieur

ME3.51 Sédiments grossiers du bathyal supérieur

ME3.511 Faciès à Alcyonacea (ex. *Alcyonium spp.*, *Chironophthya mediterranea*, *Paralcyonium spinulosum*, *Paramuricea spp.*, *Villogorgia bebrycoides*)

ME4.5 Sédiments hétérogènes du bathyal supérieur

ME4.51 Sédiments hétérogènes du bathyal supérieur

ME4.511 Faciès à Bivalves (ex. *Neopycnodonte spp.*)

ME4.512 Faciès à Brachiopodes

ME5.5 Sables du bathyal supérieur

ME5.51 Sables détritiques du bathyal supérieur

ME5.511 Faciès à petites éponges (ex. *Rhizaxinella spp.*)

ME5.512 Faciès à Pennatulacea (ex. *Pennatula spp.*, *Pteroeides griseum*)

ME5.513 Faciès à Crinoidea (ex. *Leptometra spp.*)

ME5.514 Faciès à Echinoidea

ME5.515 Faciès à Bivalves (ex. *Neopycnodonte spp.*)

ME5.516 Faciès à Brachiopodes

ME5.517 Faciès à Bryozoaires

ME5.518 Facies à Scleractinia (ex. *Caryophyllia cyathus*)

ME6.5 Vases du bathyal supérieur

ME6.51 Vases du bathyal supérieur

ME6.511 Faciès à petites éponges (ex. *Pheronema spp.*, *Thenea spp.*)

ME6.512 Faciès à Pennatulacea (ex. *Pennatula spp.*, *Funiculina quadrangularis*)

ME6.513 Faciès à Alcyonacea (ex. *Isidella elongata*)

ME6.514 Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia spp.*, *Madrepora oculata*, *Desmophyllum cristagalli*)

ME6.515 Faciès à Crustacés Decapoda (ex. *Aristeus antennatus*, *Nephrops norvegicus*)

- ME6.516 Faciès à Crinoidea (ex. *Leptometra* spp.)
- ME6.517 Faciès à Echinoidea (ex. *Brissopsis* spp.)
- ME6.518 Faciès à Bivalves (ex. *Neopycnodonte* spp.)
- ME6.519 Faciès à Brachiopodes
- ME6.51A Facies à Ceriantharia (ex. *Cerianthus* spp., *Arachnanthus* spp.)
- ME6.51B Facies à Bryozoaires (ex. *Candidae* spp., *Kinetoskias* spp.)
- ME6.51C Facies à foraminifères géants (ex. *Astrorhizida*)

## **BATHYAL INFÉRIEUR**

### MF1.5 Roche bathyale inférieure

#### MF1.51 Roche bathyale inférieure

- MF1.511 Faciès à petites éponges (ex. *Stylocordyla* spp.)
- MF1.512 Faciès à Alcyonacea (ex. *Dendrobrachia* spp.)
- MF1.513 Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp., *Madrepora oculata*, *Desmophyllum cristagalli*, *Lophelia pertusa*)
- MF1.514 Facies avec espèces benthiques chimiosynthétiques (ex. *Siboglinidae*, *Lucinoma* spp.)

### MF2.5 Récifs biogéniques du bathyal inférieur

#### MF2.51 Récifs biogéniques du bathyal inférieur

- MF2.511 Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp., *Madrepora oculata*, *Desmophyllum cristagalli*, *Lophelia pertusa*)

#### MF2.52 Thanatocénose des coraux, ou Brachiopoda, ou Bivalvia, ou éponges

Voir MF1.51 pour des exemples de faciès

### MF6.5 Vases du bathyal inférieur

#### MF6.51 Vases compactes

- MF6.511 Faciès à petites éponges (ex. *Thenia* spp.)
- MF6.512 Faciès à Alcyonacea (ex. *Isidella elongata*)
- MF6.513 Faciès à Echinoidea (ex. *Brissopsis* spp.)
- MF6.514 Faciès à Pennatulacea (ex. *Pennatula* spp., *Funiculina quadrangularis*)
- MF6.515 Faciès avec bioturbations

## **ABYSSALE**

### MG1.5 Roche abyssale

#### MG1.51 Roche abyssale

- MG1.511 Faciès à petites éponges
- MG1.512 Faciès à Alcyonacea
- MG1.513 Faciès à Polychètes
- MG1.514 Faciès à Crustacés (Amphipodes, Isopodes, Tanaidacea)

### MG6.5 Vase abyssale

## MG6.51 Vase abyssale

MG6.511 Faciès à petites éponges

MG6.512 Faciès à Alcyonacea (ex. *Isidella elongata*)

MG6.513 Faciès à Polychètes

MG6.514 Faciès à Crustacés (Amphipodes, Isopodes, Tanaidacea)

MG6.515 Facies avec bioturbations

Bien que la sélection des couches physiques à afficher sur les cartes et à utiliser pour les analyses statistiques prédictives suivantes puisse être une approche prometteuse dans le cadre général de la cartographie des habitats obscures, aucun exemple de prévision de la distribution des habitats obscures n'a été rapporté dans la littérature à ce jour. En s'inspirant des exemples de prédictions d'habitat réalisées sur les récifs coralligènes (pour plus de détails, reportez-vous aux « Lignes Directrices sur le Coralligène » dans ce document), les attributs physiques suivants pourraient être étudiés pour prédire les types d'habitat potentiels en eau profonde à partir de données géomorphologiques générales : bathymétrie, pente du fond marin, types de fond marin, courants et apport de nutriments (Giannoulaki et al., 2013 ; Martin et al., 2014).

L'intégration des données et l'interpolation spatiale sont souvent nécessaires, car les levés visuels indirects ou par télédétection effectués par les navires sont souvent limités en raison du temps et des coûts y associés et ne permettent que rarement d'obtenir une couverture complète de la zone d'étude. L'interpolation spatiale est une procédure statistique permettant d'estimer les valeurs de données sur des sites non échantillonnés entre les lieux de collecte de données. Pour élaborer la carte de répartition finale des habitats obscures sur une plate-forme SIG, différents outils d'interpolation spatiale (par exemple, Inverse Distance Weighted, Kriging) peuvent être utilisés et sont fournis par le logiciel SIG. Même si cela est rarement mentionné, il est important de fournir des informations sur le nombre et le pourcentage de données acquises sur le terrain et le pourcentage d'interpolations exécutées.

Les cartes obtenues permettent de définir l'aire de répartition de l'habitat et son étendue totale (exprimée en mètres carrés ou en hectares). Ces cartes pourraient également être comparées aux données historiques disponibles dans la littérature (très rares pour les habitats d'eaux profondes) afin d'évaluer tout changement survenu dans l'habitat au cours d'une période donnée. En utilisant les méthodes de vecteur de superposition sur les SIG, une analyse diachronique peut être effectuée, où les changements temporels sont des mesures en termes de pourcentage de gain ou de perte de l'extension de l'habitat, via la création de cartes de concordance et de discordance (Canessa et al., 2017). La cartographie des habitats protégés (par exemple, dans le cadre d'une ASP/BD) est une étape nécessaire pour évaluer la perte ou l'augmentation de la surface de l'habitat dans la superficie totale couverte. Les objectifs de conservation exigent que l'habitat reste stable et les États Membres ont généralement adopté une tolérance de 5% au-dessus du niveau de référence afin de représenter une situation «stable». Cependant, dans certains cas, une tolérance plus stricte <1% a été appliquée pour le maintien de l'étendue de l'habitat. Pour les habitats protégés qui ont été traditionnellement réduits, l'objectif devrait être que la superficie totale augmente jusqu'à la taille de la ligne de base. Cependant, pour la plupart des habitats d'eaux profondes, aucune information sur leur état de référence n'est disponible.

Diverses plateformes logicielles ont été développées pour la modélisation de grottes en trois dimensions (3D) (par exemple, Sellers et Chamberlain, 1998 ; Boggus et Crawfis, 2009 ; Gallay et al., 2015 ; Oludare Idrees et Pradhan, 2016). Un protocole rapide et rentable pour la cartographie 3D et la visualisation de grottes marines entièrement immergées et semi-immersées avec une morphologie simple et non dendritique a été développé et décrit par Gerovasileiou et al. (2013), utilisant un sondeur portable. La méthode peut être appliquée par deux plongeurs en 1-2 plongées et permet la production automatique de représentations 3D de la morphologie des grottes à l'aide du logiciel «cavetopo» fourni. Un GPS est nécessaire pour géoréférencer la position du point d'accès à la grotte marine étudiée au niveau de la surface de la mer. Récemment, dans le cadre du projet Grotte-3D, trois grottes immergées du parc national des Calanques (France) ont été décrites dans des modèles 3D haute résolution utilisant la photogrammétrie (Chemisky et al., 2015).

Enfin, la fiabilité de la carte produite doit être évaluée. Aucune échelle d'évaluation de la fiabilité n'a été proposée pour la cartographie des habitats obscures ; Toutefois, les échelles d'évaluation de la fiabilité disponibles pour les herbiers marins peuvent également être adaptées pour ces habitats (pour plus de détails, reportez-vous aux «Orientations sur la Végétation Marine» du présent document). Ces échelles tiennent généralement compte du traitement des sonogrammes, de l'échelle d'acquisition et de restitution des données, des méthodes adoptées et du système de positionnement.

## **b) INDICATEUR COMMUN 2 : Etat des espèces et des communautés typiques de l'habitat**

### *Approche*

La surveillance de l'état (c'est-à-dire de l'état écologique) des habitats obscures est aujourd'hui obligatoire pour des raisons de conservation et de gestion, afin de garantir que les habitats obscures, leurs espèces constitutives et leurs communautés associées maintiennent un état écologique satisfaisant en termes de structure et de fonctions. Le bon état de santé des habitats obscures reflétera alors le bon état écologique (BEE) recherché par les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone dans le cadre de l'Approche Ecosystémique (EcAp) et de la Directive-Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin (MSFD).

Selon l'EcAp et conformément aux recommandations du programme IMAP, il est suggéré que les futurs systèmes de surveillance des grottes marines et des habitats profonds prennent principalement en compte des indicateurs communs liés à la biodiversité (OE1), et en particulier l'indicateur commun 1. Etat des espèces typiques de l'habitat et les communautés. En tant que points chauds de la biodiversité en méditerranée, les habitats obscures ont été reconnus comme des indicateurs biologiques de la qualité de l'environnement.

Des procédures définies et normalisées pour surveiller l'état des grottes marines et des habitats en eau profonde ne sont pas disponibles à ce jour. Toutefois, pour planifier un programme de surveillance efficace, il faut suivre les trois étapes principales suivantes :

1. Planification initiale, pour définir le ou les objectifs, la durée, les sites à surveiller, les descripteurs à évaluer, la stratégie d'échantillonnage, les besoins humains, techniques et financiers
2. Mise en place du système de surveillance et réalisation du programme de surveillance. Cette phase comprend les coûts de sortie en mer pendant les activités sur le terrain, l'équipement d'échantillonnage et les ressources humaines. Pour assurer l'efficacité du programme, les activités sur le terrain devraient être planifiées pendant une saison favorable et il serait préférable de les surveiller pendant la même saison.
3. Suivi dans le temps et analyse, lorsque des compétences scientifiques claires sont nécessaires car les données acquises doivent être interprétées. La durée de la surveillance, pour être utile, doit être au moins à moyen terme.

Les objectifs de la surveillance sont principalement liés à la conservation des habitats obscures, afin de maintenir leur état écologique (BEE) et d'identifier, le plus tôt possible, toute dégradation ou tout changement de leur aire de répartition et de leur étendue. L'évaluation de l'état écologique de ces habitats permet de mesurer l'efficacité des politiques locales ou régionales en termes de gestion des zones côtières et des activités de pêche. Le programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP) nécessite un système régional intégré de surveillance de la qualité de l'environnement, accessible grâce à des données quantitatives fiables et actualisées sur l'état des habitats obscures de la méditerranée.

Les sites choisis doivent : i) être représentatifs de la partie du fond océanique étudiée, ii) couvrir la plupart des situations environnementales possibles (gamme de profondeur, pente, type de substrat, par exemple), et iii) inclure des zones sensibles, des zones stables ou des zones de référence à faible pression anthropique et particulièrement à faible pression de pêche. La sélection des sites à surveiller doit être effectuée pour que l'effort de surveillance reste rentable. Les habitats spéciaux essentiels aux premiers stades de développement de la faune mobile (par exemple, les frayères, les aires d'alimentation) ou l'hébergement d'assemblages benthiques sont considérés comme des éléments essentiels du fonctionnement de l'écosystème en eau profonde (par exemple, les espèces ingénieurs ou

les espèces inscrites dans la Liste Rouge), doivent : être inclus parmi les sites sélectionnés. La durée de la surveillance devrait être au moins de moyen à long terme (minimum de 5 à 10 ans). Une surveillance efficace devrait être effectuée à intervalles définis sur une période donnée, même si cela peut signifier une réduction du nombre de sites surveillés. L'intervalle d'acquisition des données pourrait être annuel, car la plupart des espèces typiques appartenant aux habitats d'eaux profondes (forêts animales, par exemple) affichent des taux de croissance lents et de longues générations (> 1 an). De manière générale, et quel que soit l'objectif préconisé, il est judicieux de se concentrer au départ sur un petit nombre de sites et pouvoir faire l'objet d'un suivi régulier après de très courts intervalles. Ensuite, avec l'expérience acquise par les géomètres et les moyens (fonds) disponibles, ce réseau pourrait être étendu à un plus grand nombre de sites.

La référence « état zéro » sera comparée aux données provenant de périodes de surveillance ultérieures, assurant toujours la reproductibilité des données dans le temps. La position géographique des levés et des stations d'échantillonnage doit donc être localisée avec précision.

Pour assurer la durabilité du système de surveillance, il convient de tenir compte des observations finales suivantes :

- Identifier les partenaires, les compétences et les moyens disponibles.
- Planifier les modalités de partenariat (qui fait quoi? quand? Et comment? ).
- Assurer la formation des parties prenantes afin qu'elles puissent mettre en place des procédures standardisées garantissant la validité des résultats et permettant des comparaisons sur un site donné et entre les sites.
- Désigner un coordinateur régional ou national en fonction du nombre de sites concernés par le suivi et de leur répartition géographique
- Évaluer le budget minimum nécessaire à l'exploitation du réseau de surveillance (coûts d'opérateurs permanents, contrats temporaires, équipement, acquisition de données, traitement et analyse, par exemple).

Le manque ou la rareté de données quantitatives et de longues séries chronologiques sur les grottes marines et les habitats profonds dans la plupart des zones méditerranéennes constitue un obstacle majeur à l'évaluation des changements de leur état écologique. Il existe des preuves d'altérations dans le temps dans les grottes du nord-ouest de la méditerranée, ce qui suggère qu'il pourrait y avoir une baisse non négligeable de la qualité à une échelle plus large (Parravicini et al., 2010 ; Rastorgueff et al., 2015 ; Gubbay et al., 2015), 2016 ; Nepote et al., 2017 ; Montefalcone et al., 2018). Les principales pressions exercées sur les communautés de grottes marines sont les suivantes : dommages mécaniques d'espèces fragiles causés par des activités de plongée non réglementées, dommages physiques et envasement dus aux activités d'infrastructures côtières et marines, pollution marine (p. Ex. débordement des eaux usées, déchets marins), activités humaines extractives ( p.ex., récolte de corail rouge), augmentation de la température de l'eau et espèces potentiellement non indigènes (Chevaldonné et Lejeusne, 2003 ; Guarnieri et al., 2012 ; Giakoumi et al., 2013 ; Gerovasileiou et al., 2016b). Les principales menaces pesant sur les habitats des grands fonds comprennent les pressions liées au changement climatique (réchauffement des océans, modification de la production primaire, hypoxie et acidification des océans, à titre d'exemple) et la pêche en eaux profondes, y compris le chalutage de fond (Rogers, 2019). L'augmentation des températures peut abaisser les seuils d'oxygène et réduire la tolérance des espèces à l'acidification, tandis que l'hypoxie et l'acidification peuvent réduire la tolérance thermique. Les perturbations physiques causées par le chalutage de fond, l'exploitation minière en haute mer et l'extraction de pétrole et de gaz peuvent augmenter le stress physiologique dû aux facteurs de changement climatique.

### *Méthodes*

#### Surveillance des communautés de grottes marines

Après la définition préliminaire de la localisation et de la topographie d'une grotte marine (le précédent IC1), l'évaluation de son état commence par une caractérisation générale des espèces et des communautés typiques présentes dans chaque grotte. La surveillance de cet habitat repose essentiellement sur la plongée sous-marine, bien que cette technique soulève de nombreuses contraintes en raison des conditions particulières de cet habitat (faible luminosité, topographie complexe, etc.). Une bonne expérience de la plongée sous-marine est requise pour mener à bien un travail efficace dans les grottes immergées.

Les principes généraux et les méthodes de caractérisation des communautés de grottes à substrat dur sont similaires à ceux décrits dans les directives pour la surveillance coralligène (voir « Directives pour la Surveillance Coralligène » dans le présent document). L'utilisation de méthodes de levés visuels quantitatives non destructives pour étudier la structure et le statut des communautés sessiles des grottes est fortement recommandée (par exemple, Martí et al., 2004 ; Bussotti et al., 2006 ; Gerovasileiou et Voultsiadou, 2016 ; Montefalcone et al., 2018). Des techniques de recensement visuel in situ ou des méthodes photographiques directes, associées à la détermination de taxons et/ou de groupes morphologiques, peuvent être adoptées. Les plongeurs scientifiques notent sur leurs diapositives la liste des principales espèces/taxons manifestes caractérisant les assemblages. Les plongeurs doivent être des spécialistes de la taxonomie des principales espèces présentes dans ces habitats, afin de garantir la validité des informations enregistrées sous l'eau. Les meilleurs résultats peuvent être obtenus en intégrant un échantillonnage photographique et des observations visuelles in situ. La première est la méthode la plus rentable qui nécessite moins de temps sous l'eau et permet de collecter le grand nombre d'échantillons nécessaires à l'analyse de la communauté dans un habitat aussi complexe et confiné à de petites échelles spatiales. Cette dernière méthode, utilisant des cadres carrés entourant une zone standard du substrat, s'est révélée tout aussi efficace, mais nécessite un temps de travail plus long sous l'eau (Parravicini et al., 2010), ce qui peut constituer un facteur limitant lors de travaux dans des grottes. Les deux méthodes minimisent l'impact humain sur ces communautés fragiles, tout en fournissant des conditions de référence pour la surveillance sur des sites donnés (Bianchi et al., 2004). Pour l'étude des communautés sessiles, il convient de prélever au moins 3 échantillons photographiques dupliqués (photo-quadrates) d'environ 0,16 m<sup>2</sup> à chaque station d'échantillonnage, couvrant une surface totale d'environ 1 à 4 m<sup>2</sup>. Le positionnement et le nombre de stations d'échantillonnage dépendent de la topographie de la grotte et de son étendue bathymétrique (Nepote et al., 2017). Étant des assemblages benthiques de grottes marines très variables, même à petite échelle, et soumis à une forte pente, une méthode d'échantillonnage systématique doit être adoptée, les stations étant régulièrement espacées les unes des autres, de l'entrée à la partie terminale de la grotte. Toutes les répliques doivent être prises sur les parois verticales des grottes et à la même profondeur.

Étant donné les limites de l'identification visuelle de plusieurs taxons benthiques, la collecte d'échantillons qualitatifs supplémentaires est souvent nécessaire. L'utilisation d'unités taxonomiques opérationnelles (UTO), ou de substituts taxonomiques tels que des groupes morphologiques (espèces en masse, genres ou taxons supérieurs présentant des caractéristiques morphologiques similaires ; Parravicini et al., 2010) peut constituer un compromis utile pour l'étude du benthos sessile des grottes lorsqu'une distinction cohérente des espèces n'est pas possible (sous l'eau ou sur des photographies), ou pour réduire le temps de levé/d'analyse (Gerovasileiou et Voultsiadou, 2016 ; Nepote et al., 2017 ; Montefalcone et al., 2018). Des évaluations semi-quantitatives par recensement visuel sous-marin pourraient également fournir des informations précieuses dans certains cas.

Une liste des principales espèces/taxons ou groupes morphologiques manifestes reconnaissables sous l'eau ou sur des images est ensuite établie. L'Annexe 1 présente une liste des espèces fréquemment signalées dans les grottes marines méditerranéennes. Cette liste d'espèces n'est pas exhaustive, mais comprend des espèces répertoriées dans un nombre considérable de grottes semi-obscurées et obscures à l'échelle méditerranéenne, d'après les données du milieu marin méditerranéen issues de la base de données sur la biodiversité dans les grottes (Gerovasileiou et Voultsiadou, 2012, 2014). La plupart des connaissances actuelles concernent le biote associé aux parois rocheuses et aux voûtes de grottes, tandis que moins d'informations sont disponibles au niveau de l'endofaune dans les sédiments de fond de grotte (Bianchi et Morri, 2003). Les grottes marines se caractérisent par un degré élevé d'hétérogénéité naturelle et leurs communautés présentent des différences qualitatives et quantitatives dans la

composition des espèces à travers différentes écorégions méditerranéennes (Gerovasileiou et Voultsiadou, 2012). Par exemple, les espèces traditionnellement considérées comme caractéristiques des grottes dans le bassin occidental (*Corallium rubrum*, par exemple) peuvent être rares, voire absentes dans le bassin oriental et inversement. Ainsi, la liste est annotée avec des commentaires sur la distribution de certains taxons. Les logiciels de traitement d'images avancés dédiés à la recherche en biologie marine intègrent des méthodes et des outils permettant l'extraction précise suivante de la couverture (%) ou de l'abondance (cm<sup>2</sup>) des espèces à partir de photo-quadrates (par exemple, Teixidó et al., 2011 ; Trygonis et Sini, 2012). Les méthodes de quantification des caractéristiques 3D utilisant la photogrammétrie (par exemple, Chemisky et al., 2015) pourraient également bénéficier de la surveillance des communautés de grottes marines et d'invertébrés sessiles à faible taux de croissance.

Les méthodes de recensement visuel peuvent également être appliquées pour étudier la structure de la faune rupestre mobile ; spécifiquement, une méthode de recensement visuel transect modifiée (Harmelin-Vivien et al., 1985) adaptée aux habitats de grottes a été développée et appliquée dans plusieurs grottes méditerranéennes pour l'étude des assemblages de poissons (Bussotti et al., 2002, 2006 ; Bussotti et Guidetti, 2009), ainsi que pour les crustacés décapodes (Denitto et al., 2009). Le nombre d'espèces et d'individus observés à 5 min d'intervalle doit être noté sur l'ardoise.

L'échantillonnage avec des carottiers portatifs est nécessaire pour étudier les communautés de sédiments meubles du fond des grottes (Todaro et al., 2006 ; Janssen et al., 2013 ; Navarro-Barranco et al., 2012, 2014).

La disparition d'invertébrés sessiles fragiles (par exemple, les bryozoaires *Adeonella spp.* et *Reteporella spp.*) Ou des formes de croissance particulières (par exemple, des invertébrés massifs et dressés) et le remplacement de la cavernuse endémique par des congénères thermo-tolérants comptent parmi les exemples les plus frappants des altérations négatives sur les communautés de grottes (Chevaldonné et Lejeusne, 2003 ; Guarneri et al., 2012 ; Nepote et al., 2017). Les formes de croissance sont utilisées pour étudier différentes stratégies d'occupation du substrat, qui sont strictement influencées par les conditions environnementales. Par exemple, le passage d'une morphologie aplatie à une pédonculation observée sur certaines éponges du genre *Petrosia* et *Chondrosia* dans deux grottes marines de la mer de Ligurie, affectées par des constructions côtières, constitue une stratégie claire pour lutter contre l'envasement dans les environnements à faibles échanges hydriques, cela permet une plus grande efficacité dans l'élimination des catabolites (Nepote et al., 2017). De la même manière, l'utilisation de guildes trophiques peut montrer efficacement tout changement dans le fonctionnement du système virtuel en fournissant des informations sur l'organisation trophique (qui dépend de la pénétration de la lumière et de la disponibilité des particules) (Montefalcone et al., 2018).

Un indice écosystémique (CavEBQI) d'évaluation de la qualité écologique des écosystèmes de grottes marines a récemment été développé et testé dans le bassin de la méditerranée occidentale (Rastorgueff et al., 2015). Selon cette approche, les caractéristiques suivantes pourraient indiquer un statut qualitatif élevé : une grande couverture spatiale des mangeoires à suspension de forme tridimensionnelle (*Corallium rubrum*, par exemple) et des grands filtreurs (par exemple, les éponges *Petrosia ficiformis* et *Agelas oroides*) ainsi que la présence de colonies de mysidacés et de plusieurs espèces de poissons et de décapodes omnivores et carnivores. Dans le cadre d'une évaluation récente de l'état de la qualité écologique de 21 grottes de la méditerranée occidentale utilisant l'indice CavEBQI, 14 grottes ont été trouvées dans un état favorable (qualité écologique bonne/élevée) et aucune grotte n'a été jugée de mauvaise qualité écologique (Rastorgueff et al., 2015). Cependant, une comparaison des données obtenues en 1986 et en 2004 dans la grotte de Bergoggi (mer Ligure, Italie) a révélé une diminution de la qualité écologique attribuée aux vagues de chaleur estivales (Parravicini et al., 2010 ; Rastorgueff et al., 2015 ; Montefalcone et al., 2018). La grotte Piccola del Ciolo, qui est l'une des grottes marines méditerranéennes les plus étudiées, a été évaluée pour sa haute qualité écologique à l'aide de l'indice CavEBQI (Rastorgueff et al., 2015).

Un formulaire à compléter qui pourrait servir de base pour enregistrer (a) les caractéristiques topographiques de base, (b) les espèces caractéristiques provenant de différents composants fonctionnels de l'approche écosystémique de Rastorgueff et al. (2015), (c) les espèces protégées et (d) les pressions et les menaces sont illustrés à la figure 8.

Figure 8 : Exemple modifié de feuille de calcul développée dans le cadre des études de suivi menées par V. Gerovasileiou (HCMR). Le formulaire était basé sur l'approche d'évaluation de la qualité écologique des habitats de grottes marines développée par Rastorgueff et al. (2015). En plus des données sur les espèces incluses dans le formulaire, il faudrait acquérir des photo-quadrates couvrant une surface totale d'environ 1 à 4 m<sup>2</sup> pour l'étude des communautés sessiles.

|  |  |  |   |                                       |     |
|--|--|--|---|---------------------------------------|-----|
| <b>Surface :</b>   |  | <b>Date :</b>                          |   | <b>Observateur :</b>                  |     |
| <b>Latitude :</b>  |  |  | <b>Longitude :</b>                                      |                                       |     |
| <b>Niveau d'immersion :</b> Immergé/semi-immersé   |  |  | <b>Morphologie des grottes :</b> Grotte aveugle /Tunnel |                                       |     |
|  |  |  | N° d'entrées : ...                                      |                                       |     |
| <b>Longueur totale de la grotte :</b> ...  |  | <b>Profondeur d'eau maximale :</b> ... |   | <b>Profondeur d'eau minimum :</b> ... |     |
| <b>Entrée A</b> - Profondeur max (m) : ... Hauteur (m) : ... Largeur (m) : ... Orientation : ...       |  |  |   |                                       |     |
| <b>Entrée B</b> - Profondeur max (m) : ... Hauteur (m) : ... Largeur (m) : ... Orientation : ...       |  |  |   |                                       |     |
| <b>Autres caractéristiques topographiques :</b> Plage interne / Poches d'Air / Spéléothèmes / ...      |  |  |   |                                       |     |
| <b>Micro-habitats :</b>  |  |  |   |                                       |     |
| <b>Espèces Détritivores/Omnivores</b> (nombre d'espèces et d'individus observés à intervalle de 5 min) |  |  |   |                                       |     |
| <i>Herbstia condyliata</i>   |  | 1-2                                    | 3-4   | 5-10                                  | >10 |
| <i>Strigosa Galathea</i>   |  | 1-2                                    | 3-4   | 5-10                                  | >10 |
| <i>Scyllarus arctus</i>  |  | 1-2                                    | 3-4   | 5-10                                  | >10 |
| ...  |  | 1-2                                    | 3-4   | 5-10                                  | >10 |
| ...  |  | 1-2                                    | 3-4   | 5-10                                  | >10 |
| ...  |  | 1-2                                    | 3-4   | 5-10                                  | >10 |
| ...  |  | 1-2                                    | 3-4   | 5-10                                  | >10 |
| ...  |  | 1-2                                    | 3-4   | 5-10                                  | >10 |
| <b>Mysidacés</b>   |  | 0                                      | Peu   | Colonie                               |     |
| <b>Espèces de poissons observé/ zone grotte</b>  |  |  | <b>Espèces de décapodes observées / zone grotte</b>     |                                       |     |
| (CE : entrée, SD : zone semi-sombre, DZ : zone sombre)   |  |  | (CE : entrée, SD : zone semi-sombre, DZ : zone sombre)  |                                       |     |
| ... /  |  |  | ... /   |                                       |     |
| ... /  |  |  | ... /   |                                       |     |
| ... /  |  |  | ... /   |                                       |     |

|  |                             |
|--|-----------------------------|
| ... /  | ... /                       |
| ... /  | ... /                       |
| ... /  | ... /                       |
| ... /  | ... /                       |
| ... /  | ... /                       |
| <b><i>Cerianthus membranaceus</i> (nombre d'individus)</b> | 0 1-2 >2                    |
| <b><i>Arachnanthus oligopodus</i> (nombre d'individus)</b> | 0 1-2 >2                    |
| <b>D'autres espèces typiques et/ou protégées</b>           | <b>Menaces et pressions</b> |
|  | Bryozoaires cassés ...      |
|  | Bulles d'air ...            |
|  | Déchets marins ...          |
|  | Espèces non indigènes ...   |
|  | ... ..                      |
|  | ... ..                      |
|  | <b>Autres commentaires</b>  |
|  |                             |

### Surveillance des habitats d'eaux profondes

Suite à la définition préliminaire de l'aire de répartition et de l'étendue des habitats d'eaux profondes (IC1 précédent), l'évaluation de l'état de ces habitats commence par une caractérisation générale des espèces et des communautés typiques présentes dans chaque habitat. Les méthodologies permettant de surveiller l'état des habitats obscurs des grands fonds comprennent un large éventail de technologies et d'équipements (voir Tab. 1). Le choix des méthodes de surveillance dépend du type d'habitat (et des espèces cibles sélectionnées) à traiter. Les grandes espèces épibenthiques sessiles sur des substrats durs sont de préférence surveillées à l'aide de méthodes optiques non destructives telles que les ROV. Les spécimens vivants peuvent être collectés par le bras du ROV. Les communautés endobenthiques sont échantillonnées à l'aide de préhenseurs ou de carottiers standardisés. L'utilisation de ROV, bathyscaphes ou sous-marins fournit des informations visuelles et géoréférencées sur les communautés benthiques de ces habitats. Des données sur la présence d'espèces, les schémas de répartition, les estimations de densité, les associations biologiques, etc. peuvent être obtenues. Dans le cas des ROV et des sous-marins, ils permettent la réalisation de transects vidéo et la collecte sélective d'échantillons, ce qui facilite grandement l'identification des espèces clés dans la formation de l'habitat, ainsi que des espèces qui leur sont associées. Des photographies et des vidéos de haute qualité enregistrées seront ensuite analysées en laboratoire (également avec l'aide de taxonomistes) pour répertorier les principales espèces/taxons ou groupes morphologiques manifestes reconnaissables sur les images et pour évaluer leur abondance (couverture ou surface en cm<sup>2</sup>). Les photographies peuvent être archivées pour créer des jeux de données temporels. Une sélection d'espèces cibles devrait être définie par sous-région (ou biorégion) afin de permettre une évaluation cohérente de leur état/condition. Les espèces à longue vie et

les espèces à haute valeur structurante ou fonctionnelle pour la communauté devraient de préférence être incluses ; cependant, il devrait également contenir des petites espèces à courte vie si elles se rencontrent de manière caractéristique dans l'habitat dans des conditions naturelles, car elles peuvent également être très importantes d'un point de vue fonctionnel pour la communauté. Cette liste devrait être actualisée tous les six ans.

Bien que les méthodes destructives ne soient pas souhaitables pour un suivi régulier à long terme (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008), elles deviennent indispensables pour une caractérisation à haute résolution des communautés des grands fonds. Divers engins d'échantillonnage ont été utilisés pour collecter des échantillons de sédiments provenant de navires afin d'identifier le type de substrat, la granulométrie, la teneur en matière organique et pour l'étude des organismes des eaux profondes (Danovaro et al., 2010). Les dispositifs courants sont les préhenseurs, les carottes gravimétriques, les carottes à piston, les carottes encaissantes et les carottiers multiples, utilisés dans un certain nombre de points choisis au hasard dans une zone d'étude. L'utilisation de préhenseurs permet un échantillonnage plus approfondi dans de vastes zones, fournissant également des informations sur les espèces d'enfaune et sur les petits organismes qu'il est impossible de détecter/d'identifier avec d'autres méthodes. Parfois, le chalutage benthique a été recommandé comme étant approprié pour l'échantillonnage d'habitats benthiques ; cependant, bien qu'elles puissent fournir des données utiles, ces méthodes ne sont pas recommandées pour évaluer les habitats extrêmement sensibles à l'impact des dommages physiques, tels que les récifs rocheux, les communautés des fonds meubles dominées par des espèces à longue vie (par exemple, les grandes éponges, les gorgones, les coraux bambous).

Le macrofaune d'eau profonde a été échantillonnée à l'aide d'un chalut benthique modifié Agassiz (2,3 m de large et 0,9 m de haut), d'un chalut de 14,76 m de type Marinovich (maille de fond 6 mm) surmonté d'un filet de plancton de 0,5 mm, et différents types et tailles de carottiers, en fonction de la profondeur considérée et des équipes de recherche. Un carottier de 0,062 m<sup>2</sup> avec une pénétration effective de 40 cm (Instruments d'Océanographie modèle 700 AL) a été utilisé dans la mer Levantine. Les échantillons sont généralement conservés dans du formol tamponné à 10% à bord du navire. En laboratoire, les échantillons sont lavés et tamisés sur une maille de 250 µm (Danovaro et al., 2010).

Des mégafaunes d'eaux profondes ont été échantillonnées dans l'ouest de la méditerranée selon différentes méthodes, en fonction de la profondeur considérée (Danovaro et al., 2010 et références y figurant). Les chaluts commerciaux peuvent être utilisés avec des ouvertures horizontales de 20 à 25 m et de 3 à 3 m d'ouverture verticale, avec une maille étirée de 40 mm dans le fourreau du cul du chalut, qui sont chalutées au fond à environ 3 nœuds. Le chalut à panneaux (OTSB : largeur horizontale de 8 m et ouverture verticale de 0,8 m) a également été utilisé en mer Méditerranée. Ce dispositif de prélèvement a ensuite été transformé en système de chalut à panneaux Maireta (OTMS : étalement horizontal de 12 m et ouverture verticale de 1,4 m environ). L'OTMS est équipé de capteurs SCANMAR qui fournissent des informations sur le temps de contact dans le fond et l'ouverture verticale et horizontale de la bouche du chalut jusqu'à une profondeur de 1 500 m, permettant ainsi de calculer la zone échantillonnée. De plus, le chalut Agassiz est couramment utilisé pour échantillonner le benthos profond de la Méditerranée occidentale et orientale depuis la fin des années 1980.

L'utilisation des AUV, des CTD, des bouteilles Niskin et d'autres méthodes pour analyser la colonne d'eau fournit des informations complémentaires sur les masses d'eau, les courants et les données physicochimiques, qui, combinées avec toutes les autres informations, permettent une meilleure interprétation des écosystèmes profonds. En ce qui concerne les AUV, ceux qui sont équipés d'un échosondeur multifaisceaux (ou d'un sonar à balayage latéral) et de caméras sont également largement utilisés pour explorer et cartographier de vastes zones dans des environnements d'eaux profondes. Les coûts initiaux de ces instruments empêchent généralement leur utilisation par de petits instituts de recherche, mais la grande quantité de données collectées et la vaste zone étudiée en font une approche très avantageuse pour l'utilisation de grands navires pendant plusieurs jours.

Les nouvelles techniques d'analyse de l'ADN, en plus de fournir des informations sur les populations et les espèces, peuvent mettre en lumière les espèces vivant dans la zone qui n'ont pas été détectées par d'autres méthodes et peuvent également fournir des informations sur leur abondance.

### Protocole de surveillance des habitats des récifs rocheux jusqu'à 120 m de profondeur

Bien qu'il n'existe à ce jour aucun protocole normalisé pour la surveillance des habitats d'eaux profondes, le protocole récemment proposé pour la surveillance des récifs coralligènes mésophotiques (jusqu'à 40 m de profondeur) (Enrichetti et al., 2018) peut être appliqué et adapté pour la surveillance des habitats rocheux profonds dans les zones offshore circalittorales et bathyales. Le protocole proposé (tous les détails figurent dans Cánovas - Molina et al., 2016 ; Enrichetti et al., 2018) suggère un plan d'échantillonnage standard conçu pour rassembler divers éléments quantitatifs, tels que la présence et l'étendue de l'habitat rocheux, le niveau d'envasement, ainsi que l'abondance, l'état et la structure de la population des espèces mégabenthiques créatrices d'habitat (c.-à-d. les forêts animales), ainsi que la présence et la typologie des déchets marins par le biais de levés effectués par les ROV.

Trois transects vidéo répliqués, chacun d'une longueur d'au moins 200 m, doivent être collectés dans chaque zone étudiée. Les séquences peuvent être obtenues au moyen d'un ROV, équipé d'une caméra numérique haute définition, d'un stroboscope, d'une caméra vidéo haute définition, de lumières et d'un préhenseur à 3 mâchoires. Le ROV devrait également héberger un système de positionnement acoustique sous-marin, un capteur de profondeur et un compas pour obtenir des pistes géoréférencées superposées sur des cartes multifaisceaux, le cas échéant. Deux faisceaux laser parallèles (angle de 90 °) peuvent fournir une échelle pour la taille de référence. Afin de garantir la meilleure qualité de séquences vidéo, les ROV doivent se déplacer le long de pistes linéaires, en mode d'enregistrement continu, à vitesse lente constante (<0,3 ms<sup>-1</sup>) et à une hauteur constante à partir du fond (<1,5 m), permettant ainsi un éclairage adéquat et facilitant l'identification taxonomique de la mégafaune. Les transects sont ensuite positionnés le long des pistes de plongée au moyen d'un logiciel d'édition SIG. Chaque transect vidéo est analysé par l'une des techniques d'imagerie ROV, en prenant comme référence les heures de début et de fin de la piste de transect. Le recensement visuel des espèces mégabenthiques est réalisé sur toute l'étendue de chaque transect de 200 m de long et dans un champ visuel de 50 cm de large, pour un total de 100 m<sup>2</sup> de surface inférieure recouverte par transect.

A partir de chaque transect, les paramètres suivants sont mesurés sur des vidéos :

- Étendue du fond dur, calculée en pourcentage du temps total de la vidéo montrant ce type de substrat (récifs rocheux et récifs biogéniques) et ensuite exprimée en m<sup>2</sup>
- La richesse en espèces, en ne prenant en compte que les espèces manifestes, sessiles et sédentaires mégabenthiques du fond dur dans les couches intermédiaires et la canopée. Les organismes sont identifiés au niveau taxonomique le plus bas et comptés. Les poissons et les organismes encroûtants ne sont pas pris en compte, de même que les espèces de fonds meubles typiques. Certaines espèces à fond dur, notamment les cnidaires, peuvent parfois envahir les fonds meubles en s'installant sur de petits débris durs dispersés dans l'environnement sédimentaire. Pour cette raison, les espèces à fond dur typiques (par exemple, *Eunicella verrucosa*) rencontrées dans des environnements fortement envasés doivent être prises en compte dans l'analyse.
- Les espèces structurantes sont comptées, mesurées (hauteur exprimée en cm) et la densité de chaque espèce structurante est calculée et référencée à la surface du fond dur (nombre de colonies ou d'individus m<sup>-2</sup>).
- Le pourcentage de colonies présentant des signes d'épibiose, de nécrose et directement empêtrées dans des engins de pêche perdus est calculé individuellement pour tous les anthozoaires structurants.
- Les déchets marins sont identifiés et comptés. La densité finale (en nombre d'éléments m<sup>-2</sup>) est calculée en considérant l'ensemble du transect (100 m<sup>2</sup>).

Dans chaque transect, il faut obtenir 20 photographies haute définition aléatoires ciblant les fonds durs et, pour chacune d'elles, estimer quatre paramètres, sur la base d'une échelle ordinale. Les valeurs modales pour chaque transect sont calculées. Les paramètres évalués sur les photos incluent :

- Pente du substrat : 0 °, <30 ° (basse), 30 ° -80 ° (moyenne), > 80 ° (haute)

- Couverture vivante basale, estimée en considérant le pourcentage de fonds dur recouvert par des organismes des couches basale (espèces encroûtantes) et intermédiaire (espèces dressées mais de moins de 10 cm de hauteur) : 0, 1 (<30%), 2 (30- 60%), 3 (> 60%)
- Couverture d'algues corallines (indicateur indirect de récif biogénique), estimée en considérant le pourcentage de couverture vivante basale représenté par les algues corallines encroûtantes : 0, 1 (peu abondant), 2 (abondant), 3 (très abondant)
- Niveau de sédimentation, estimé en considérant le pourcentage de fond dur recouvert de sédiments : 0%, <30% (faible), 30-60% (moyen), > 60% (élevé).

Tous les paramètres énumérés ci-dessus permettent l'application de l'indice écologique au niveau du paysage marin, à savoir le statut de conservation des assemblages mésophotiques (MACS) ; Enrichetti et al., 2019). MACS est un nouvel indice multiparamétrique composé de deux unités indépendantes, l'Indice de Statut (Is) et l'Indice d'Impact (Ii) suivant une approche DPSIR (Forces motrices - Pressions - Statut - Impacts - Réponse). L'Is décrit la complexité biocénotique de l'écosystème étudié, tandis que l'Ii décrit les impacts qui l'affectent. L'état environnemental est le résultat de l'état des communautés benthiques et de la quantité d'impacts sur celles-ci : l'indice MACS intégré mesure l'état environnemental des habitats rocheux profonds résultant de la combinaison des deux unités et de leur importance écologique.

### **Observations finales**

L'inventaire et la surveillance des habitats obscures en méditerranée constituent un défi unique compte tenu de l'importance écologique de leurs communautés et des menaces qui pèsent sur leur existence. Longtemps négligés en raison de leur emplacement éloigné et des moyens limités d'investigation de ces zones, ces habitats doivent aujourd'hui faire l'objet de programmes prioritaires. Il est absolument nécessaire d'améliorer la connaissance des habitats obscures et de leur répartition dans la mer méditerranée afin d'établir des réseaux de coopération internationaux et de faciliter le partage d'expériences entre les pays méditerranéens. Les informations scientifiques existantes sur la répartition, la biodiversité, le fonctionnement et la connectivité des habitats obscures sur les monts sous-marins, les canyons, les grottes et les escarpements doivent être améliorées en permanence. Néanmoins, il existe encore des lacunes évidentes dans la connaissance de la répartition et de la diversité des habitats obscures des parties orientale et méridionale de la mer méditerranée. Les bases de données scientifiques disponibles doivent être actualisées et intégrées en créant des outils de collaboration et/ou des plateformes pour aider les scientifiques à échanger des données et des expériences. L'évaluation des services écosystémiques associés devrait également être mise en œuvre. Des protocoles de surveillance communs doivent être définis, partagés et appliqués à l'échelle méditerranéenne. Le processus de désignation de nouvelles zones protégées visant à la conservation des habitats d'eaux profondes doit être appliqué, de même que les mesures réglementaires existantes, en particulier celles visant à éviter l'impact de pratiques de pêche destructrices sur les habitats identifiés comme sensibles en eaux profondes, les écosystèmes marins vulnérables, ou les habitats essentiels des poissons (frayères et nurseries).

**Références**

- Aguilar R., Pardo E., Cornax M.J., García S., Ubero J. 2010. Seamounts of the Balearic Islands. Proposal for a Marine Protected Area in the Malloca Channel (Western Mediterranean). *Oceana*, 60 p.
- Aguilar R., Pastor X., García S., Marín P. 2013. Importance of seamount-like features for conserving Mediterranean marine habitats and threatened species. 40th CIESM Congress – Marseille, France, 28 October - 1 November 2013.
- Aguilar R., Serrano A., Garcia S., Alvarez H., Blanco J., Lopez J., Marin P., Pastor X. 2014. Vulnerable habitats and species in the deep-sea Emile Baudot Escarpment (South Balearic Islands) surveyed by ROV. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds), Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the Conservation of Dark Habitats (Portorož, Slovenia, 31 October 2014). UNEP/MAP–RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis,
- Aguilar R., Torriente A., García S. 2008. Propuesta de Áreas Marinas de Importancia Ecológica. Atlántico sur y Mediterráneo español. *Oceana – Fundación Biodiversidad*, 132 p.
- Angeletti L., Montagna P., Schembri P.J., Taviani M. 2011. Giant sessile barnacles contribute to the construction of cold-water coral habitats south of Malta (Mediterranean Sea). 2nd Annual Meeting HERMIONE, 11-15 April 2011, Malaga (Spain).
- Angeletti L., Canese S., Franchi F., Montagna P., Reitner J., Walliser E.O., Taviani M. 2015a. The “chimney forest” of the deep Montenegrin margin, south-eastern Adriatic Sea. *Marine and Petroleum Geology* 66, 542-554.
- Angeletti L., Mecho A., Doya C., Micallef A., Huvenne V., Georgiopoulou A., Taviani M. 2015b First report of live deep-water cnidarian assemblages from the Malta escarpment. *Italian Journal of Zoology* 82, 291-297.
- Angeletti L., Taviani M., Canese S., Fogliani F., Mastrototaro F., Argnani A., Trincardi F., Bakran-Petricioli T., Ceregato A., Chimienti G., Mačić V., Polisenio A. 2014. New deep-water cnidarian sites in the southern Adriatic Sea. *Mediterranean Marine Science* 15, 263-273.
- Angiolillo M., Bavestrello G., Bo M., Cau A., Giusti M., Salvati E., Tunesi L., Canese S. 2014. Distribution of the deepdwelling gorgonian *Viminella flagellum* in the Italian Western Mediterranean Sea by means of multiyear ROV survey 2013-2014. In: Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. (Eds), Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the Conservation of Dark Habitats (Portorož, Slovenia, 31 October 2014). UNEP/MAP–RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 65.
- Baker K.D., Wareham V.E., Snelgrove P.V.R., Haedrich R.L., Fifield D.A., Edinger E.N., Gilkinson K.D. 2012. Distributional patterns of deep-sea coral assemblages in three submarine canyons off Newfoundland, Canada. *Marine Ecology Progress Series* 445, 235-249.
- Bakran-Petricioli T., Radolović M., Petricioli D. 2012. How diverse is sponge fauna in the Adriatic Sea? *Zootaxa* 3172, 20-38.
- Bakran-Petricioli T., Vacelet J., Zibrowius H., Petricioli D., Chevalloné P., Rada T. 2007. New data on the distribution of the ‘deep-sea’ sponges *Asbestopluma hypogea* and *Oopsacas minuta* in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology – An Evolutionary Perspective* 28, 10-23.
- Barbieri F. 2014. Cavità sommerse. L’immersione in caverne e grotte marine. La Mandragora Editrice, Imola (BO), 208 p.
- Bellan-Santini D. 1982. Family Ampeliscidae. In: Ruffo S. (Ed.), The Amphipoda of the Mediterranean, Part 1. Mémoires de l’Institut Océanographique, Monaco 13, 19-69.

- Bellan-Santini D., Bellan G., Bitar G., Harmelin J-G., Pergent G. 2002. Handbook for interpreting types of marine habitat for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest. Gérard Pergent (Coord.), United Nations Environment Programme. Action Plan for the Mediterranean. Regional Activity Centre for Specially Protected Areas, 217 p.
- Belmonte G., Ingrosso G., Poto M., Quarta G., D'Elia M., Onorato R., Calcagnile L. 2009. Biogenic stalactites in submarine caves at the Cape of Otranto (SE Italy): dating and hypothesis on their formation. *Marine Ecology* 30, 376-382.
- Beuck L., Aguilar R., Fabri M., Freiwald A., Gofas S., Hebbeln D., López Correa M., Ramos Martos A., Ramil F., Sánchez Delgado F., Taviani M., Wienberg C., Wisshak M., Zibrowius H. 2016. Biotope characterisation and compiled geographical distribution of the deepwater oyster *Neopycnodonte zibrowii* in the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 41, 462.
- Bianchi C.N., Morri C. 1994. Studio bionomico comparativo di alcune grotte marine sommerse; definizione di una scala di confinamento. *Memorie dell'Istituto italiano di Speleologia* 6, 107-123.
- Bianchi C.N., Abbiati M., Airoidi L., Alvisi M., Benedetti-Cecchi L., Cappelletti A., Cinelli F., Colantoni P., Dando P.R., Morri C., Niccolai I., Picco P., Southward A., Southward E. 1998. Hydrology and water budget of a submarine cave with sulphur water springs: the Grotta Azzurra of Capo Palinuro (Southern Italy). *Proceedings of the Italian Association of Oceanology and Limnology* 12, 285-301.
- Bianchi C.N., Cattaneo-Vietti R., Cinelli F., Morri C., Pansini M. 1996. Lo studio biologico delle grotte sottomarine: conoscenze attuali e prospettive. *Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell'Università di Genova* 60-61, 41-69.
- Bianchi C.N., Cinelli F., Morri C. 1994. The biology of a submarine cave with sulphur springs: the Grotta Azzurra of Capo Palinuro, Southern Italy. *Cave Diving* 6, 10-13.
- Bianchi C.N., Morri C. 2003. Comunità dell'infauna. In: Cicogna F., Bianchi C.N., Ferrari G., Forti P. (Eds), *Grotte marine: cinquant'anni di ricerca in Italia*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma, 267-272.
- Bianchi C.N., Pronzato R., Cattaneo-Vietti R., Benedetti-Cecchi L., Morri C., Pansini M., Chemello R., Milazzo M., Fraschetti S., Terlizzi A., Peirano A., Salvati E., Benzoni F., Calcinai B., Cerrano C., Bavestrello G. 2004. Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study. *Hard bottoms*. *Biologia Marina Mediterranea* 11, 185-215.
- Bianchi C.N., Sanfilippo R. 2003. Policheti Serpuloidei. In: Cicogna F., Bianchi C.N., Ferrari G., Forti P. (Eds) *Grotte marine: cinquant'anni di ricerca in Italia* Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma, 175-185.
- Bitar G., Zibrowius H. 1997. Scleractinian corals from Lebanon, Eastern Mediterranean, including a non-lessepsian invading species (Cnidaria: Scleractinia). *Scientia Marina* 61, 227-231.
- Bo M., Bavestrello G. 2019a. Mediterranean black coral communities. In: Orejas C, Jiménez C (eds). *Mediterranean Cold-Water Corals: past, present and future*. Springer, ISBN 978-3-319-91607-1.
- Bo M., Bava S., Canese S., Angiolillo M., Cattaneo-Vitti R., Bavestrello G. 2014a. Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biological Conservation* 71, 167-176.
- Bo M., Bavestrello G., Angiolillo M., Calcagnile L., Canese S., Cannas R., Cau A., D'Elia M., D'Orlando F., Follesa M.C., Quarta G., Cau A. 2015. Persistence of pristine deep-sea coral gardens in the Mediterranean Sea (SW Sardinia). *PLoS ONE* 10, e0119393.

- Bo M., Bavestrello G., Canese S., Giusti M., Salvati E., Angiolillo M., Greco S. 2009. Characteristics of a black coral meadow in the twilight zone of the central Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 397, 53-61.
- Bo M., Bertolino M., Bavestrello G., Canese S., Giusti M., Angiolillo M., Pansini M., Taviani M. 2012a. Role of deep sponge grounds in the Mediterranean Sea: a case study in southern Italy. *Hydrobiologia* 687, 163-177.
- Bo M., Bertolino M., Borghini M., Castellano M., Covazzi Harriague A., Di Camillo C.G., Gasparini GP., Misic C., Povero P., Pusceddu A., Schroeder K., Bavestrello G. 2011. Characteristics of the mesophotic megabenthic assemblages of the Vercelli Seamount (North Tyrrhenian Sea). *PLoS ONE* 6 (2), e16357.
- Bo M., Canese S., Bavestrello G. 2014b. Discovering Mediterranean black coral forests: *Parantipathes larix* (Anthozoa: Hexacorallia) in the Tuscan Archipelago, Italy. *Italian Journal of Zoology* 81, 112-125.
- Bo M., Canese S., Spaggiari C., Pusceddu A., Bertolino M., Angiolillo M., Giusti M., Loreto M.F., Salvati E., Greco S., Bavestrello G. 2012b. Deep coral oases in the South Tyrrhenian Sea. *PLoS One* 7, e49870.
- Bo M., Cerrano C., Canese S., Salvati E., Angiolillo M., Santangelo G., Bavestrello G. 2014c. The coral assemblages of an off-shore deep Mediterranean rocky bank (NW Sicily, Italy). *Marine Ecology* 35, 332-342.
- Bo M., Montgomery T., Opresko D.M., Wagner D., Bavestrello G. 2019b. Mesophotic antipatharian fauna. In: Loya Y., Puglise K., Bridge T. (Eds), *Mesophotic Coral Ecosystems (MCEs), what are the similarities and differences between MCEs and shallow reefs*. Springer International Publishing, ISBN 978-3-319-92735-0.
- Bo M., Tazioli S., Spanò N., Bavestrello G. 2008. *Antipathella subpinnata* (Antipatharia, Myriopathidae) in Italian seas. *Italian Journal of Zoology* 75, 185-195.
- Boggus M., Crawfis R. 2009. Explicit generation of 3D models of solution caves for virtual environments. In: Arabnia H.R., Deligiannidis L. (Eds), *Proceedings of the International Conference on Computer Graphics and Virtual Reality, Real (CGVR 2009)*, 13–16 July. CSREA Press, Las Vegas, NV, 85-90.
- Bourcier M., Zibrowius H. 1973. Les “boues rouges” deversées dans la Canyon de la Cassidaigne. *Tethys* 4, 811-842.
- Boury-Esnault N., Vacelet J., Dubois M., Goujard A., Fourt M., Pérez T., Chevaldonné P. 2017. New hexactinellid sponges from deep Mediterranean canyons. *Zootaxa* 4236, 118-134.
- Boury-Esnault N., Vacelet J., Reiswig H.M., Fourt M., Aguilar R., Chevaldonné P. 2015. Mediterranean hexactinellid sponges, with the description of a new *Sympagella* species (Porifera, Hexactinellida). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 95, 1353-1364.
- Bussotti S., Guidetti P. 2009. Do Mediterranean fish assemblages associated with marine caves and rocky cliffs differ? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81, 65-73.
- Bussotti S., Denitto F., Guidetti P., Belmonte G. 2002. Fish assemblages in shallow marine caves of the Salento Peninsula (Southern Apulia, SE Italy). *Marine Ecology-Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli* 23, 11-20.

- Bussotti S., Terlizzi A., Frascchetti S., Belmonte G., Boero F. 2006. Spatial and temporal variability of sessile benthos in shallow Mediterranean marine caves. *Marine Ecology Progress Series* 325, 109-119.
- Calcinai B., Moratti V., M Martinelli M., Bavestrello G., Taviani M. 2013. Uncommon sponges associated with deep coral bank and maerl habitats in the Strait of Sicily (Mediterranean Sea). *Italian Journal of Zoology* 80, 412-423.
- Canessa M., Montefalcone M., Bavestrello G., Povero P., Coppo S., Morri C., Bianchi C.N. 2017. Fishery maps contain approximate but useful information for inferring the distribution of marine habitats of conservation interest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 187, 74-83.
- Cánovas Molina A., Bavestrello G., Cau A., Montefalcone M., Bianchi C.N., Morri C., Canese S., Bo M. 2016a. A new ecological index for the status of deep circalittoral Mediterranean megabenthic assemblages based on ROV photography and video footage. *Continental Shelf Research* 121, 13-20.
- Cartes J.E., Lo Iacono C., Mamouridis V., López-Pérez C., Rodríguez P. 2013. Geomorphological, trophic and human influences on the bamboo coral *Isidella elongata* assemblages in the deep Mediterranean: to what extent *Isidella* form habitat for fish and invertebrates. *Deep-Sea Research Part I* 76, 52-65.
- Cartes J.E., Maynou F., Fanelli E., Romano C., Mamouridis V., Papiol V. 2009. The distribution of megabenthic, invertebrate epifauna in the Balearic Basin (Western Mediterranean) between 400 and 2300 m: environmental gradients influencing assemblages composition and biomass trends. *Journal of Sea Research* 61, 244-257.
- Cattaneo-Vietti R., Bo M., Cannas R., Cau A., Follesa C., Meliador E., Russo G.F., Sandulli R., Santangelo G., Bavestrello G. 2016. An overexploited Italian treasure: past and present distribution and exploitation of the precious red coral *Corallium rubrum* (L., 1758) (Cnidaria: Anthozoa). *Italian Journal of Zoology* 83, 443-455.
- Cau A., Follesa M.C., Moccia D., Bellodi A., Mulas A. Bo M., Canese S., Angiolillo M., Cannas R. 2016a. *Leiopathes glaberrima* millennial forest from SW Sardinia as nursery ground for the small spotted catshark *Scyliorhinus canicula*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27 (3), 731-735.
- Cau A., Bramanti L., Cannas R., Follesa M.C., Angiolillo M., Canese S., Bo M., Cuccu D., Guizien K. 2016b. Habitat constraints and self-thinning shape Mediterranean red coral deep population structure: Implications for conservation practice. *Scientific Reports* 6, 23322.
- Chemisky B., Seguin E., Goujard A., Fourn M., Senturier J., Chevaldonné P., Pérez T., Daniel B., Accornero-Picon A. 2015. Les fonds marins accessibles à tous avec la restitution tridimensionnelle haute résolution. Colloque merIGéo - De la côte à l'océan: l'information géographique en mouvement. Brest, 24-26 novembre 2015, 57-60.
- Chevaldonné P., Lejeune C. 2003. Regional warming-induced species shift in north-west Mediterranean marine caves. *Ecology Letters* 6, 371-379.
- Chimienti G., Bo M., Taviani M., Mastrototaro F. in press. Occurrence and biogeography of Mediterranean CWCs. In: Orejas C., Jiménez C. (Eds), *Mediterranean Cold-Water Corals: past, present and future*. Springer, ISBN 978-3-319-91607-1.
- Cicogna F., Bianchi C.N., Ferrari G., Forti P. 2003. Grotte marine: cinquant'anni di ricerca in Italia. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma, 505 p.

- Colloca K., Carpentieri P., Balestri E., Ardizzone G.D. 2004. A critical habitat for Mediterranean fish resources: shelf-break areas with *Leptometra phalangium* (Echinodermata: Crinoidea). *Marine Biology* 145, 1129-1142.
- Costantini F., Taviani M., Remia A., Pintus E., Schembri P.J., Abbiati M. 2010. Deep-water *Corallium rubrum* (L., 1758) from the Mediterranean Sea: preliminary genetic characterisation. *Marine Ecology* 31, 261-269.
- Danovaro R., Corinaldesi C., D'Onghia G., Galil B., Gambi, C., Gooday A.J., Lampadariou N., Luna G.M., Morigi C., Olu K., Polymenakou P. 2010. Deep-sea biodiversity in the Mediterranean Sea: the known, the unknown, and the unknowable. *PloS ONE* 5 (8), e11832.
- D'Onghia G., Capezzuto F., Cardone F., Carlucci R., Carluccio A., Chimienti G., Corriero G., Longo C., Maiorano P., Mastrototaro F., Panetta P., Rosso A., Sanfilippo R., Sion L., Tursi A. 2015. Macro- and megafauna recorded in the submarine Bari Canyon (southern Adriatic, Mediterranean Sea) using different tools. *Mediterranean Marine Science* 16, 180-196.
- D'Onghia G., Maiorano P., Carlucci R., Capezzuto F., Carluccio A., Tursi A., Sion L. 2012. Comparing deep-sea fish fauna between coral and non-coral "megahabitats" in the Santa Maria di Leuca cold-water coral province (Mediterranean Sea). *PLoS ONE* 7 (9), e44509.
- Dauvin J.C., Bellan-Santini D. 1990. An overview of the amphipod genus *Haploops* (Ampeliscidae). *Journal of the Biological Association of the United Kingdom* 70, 887-903.
- de la Torriente A., Aguilar R., Serrano A., García S., Fernández L.M., García Muñoz M., Punzón A., Arcos J.M., Sagarminaga R. 2014. Sur de Almería - Seco de los Olivos. Proyecto LIFE+ INDEMARES. Ed. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 102 p.
- Deidun A., Andaloro F., Bavestrello G., Canese S., Consoli P., Micallef A., Romeo T., Bo M. 2015. First characterisation of a *Leiopathes glaberrima* (Cnidaria: Anthozoa: Antipatharia) forest in Maltese exploited fishing grounds. *Italian Journal of Zoology* 82, 271-280.
- Dendrinis P., Karamanlidis A.A., Kotomatas S., Legakis A., Tounta E., Matthiopoulos J. 2007. Pupping habitat use in the Mediterranean monk seal: a long-term study. *Marine Mammal Science* 23, 615-628.
- Denitto F., Moscatello S., Belmonte G. 2009. Occurrence and distribution pattern of *Palaemon* spp. shrimps in a shallow submarine cave environment: a study case in South-eastern Italy. *Marine Ecology* 30, 416-424.
- Denitto F., Terlizzi A., Belmonte G. 2007. Settlement and primary succession in a shallow submarine cave: spatial and temporal benthic assemblage distinctness. *Marine Ecology* 28, 35-46.
- Di Geronimo I., Rosso A., La Perna R., Sanfilippo R. 2001. Deep-sea (250-1550 m) benthic thanatocoenoses from the southern Tyrrhenian Sea. In: Faranda E.M., Guglielmo L., Spezie G. (Eds), *Mediterranean Ecosystems Structures and Processes*, Springer Verlag, Italia, 277-287.
- Domínguez-Carrió C., Requena S., Gili J.-M. 2014. Sistema de cañones submarinos Occidentales del Golfo de León. Proyecto LIFE+INDEMARES. Ed. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 100 p.
- Dupré S., Woodside J., Foucher J.P., de Lange G., Mascle J., Boetius A., Mastalerz V., Stadnitskaia A., Ondréas H., Huguen C., Harmégnies F., Gontharet S., Loncke L., Deville E., Niemann H., Omoregie E., Olu-Le Roy K., Fiala-Medioni A., Dählmann A., Caprais J.-C., Prinzhofner A., Sibuet M., Pierre C., Damsté J.S., the NAUTINIL Scientific Party. 2007. Seafloor geological studies above active gas chimneys off Egypt (Central Nile deep sea fan). *Deep Sea Research I* 54, 1146-1172.

- EC. 2006. European Commission. Sensitive and essential fish habitats in the Mediterranean Sea. Report of the Mediterranean Subgroup (SGMED 06-01) of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF), Commission of the European Communities, Commission Staff Working Paper, Rome, Italy, 60 p.
- Enrichetti F., Bo M., Morri C., Montefalcone M., Toma M., Bavestrello G., Tunesi L., Canese S., Giusti M., Salvati E., Bianchi C.N. 2019. Criteria to assess the environmental status of temperate mesophotic reefs. *Ecological Indicators* 102, 218-229.
- Esposito V., Giacobbe S., Cosentino A., Minerva C.S., Romeo T., Canese S., Andaloro F. 2015. Distribution and ecology of the tube-dweller *Ampelisca ledoyeri* (Amphipoda: Ampeliscidae) associated with the hydrothermal field off Panarea Island (Tyrrhenian Sea, Mediterranean). *Marine Biodiversity* 45, 763-768.
- Evans J., Aguilar R., Alvarez H., Borg J.A., Garcia S., Knittweis L., Schembri P.J. 2016. Recent evidence that the deep sea around Malta is a biodiversity hotspot. *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 41, 463.
- Fabri M.C., Pedel L., Freiwald A., Madurell T. 2011. Habitats particuliers des étages bathyal et abyssal (Med). In: Fabri M.C., Pedel L. (Eds), *Biocénoses des fonds durs du bathyal et de l'abyssal/SRM MO. Initial Assessment for the Water Marine Framework Strategy, Scientific Report*. Ifremer, Issy-les-Moulineaux, France, 10 p.
- Fabri M.C., Pedela L., Beuck L., Galgania F., Hebbeln D., Freiwald A. 2014. Megafauna of vulnerable marine ecosystems in French mediterranean submarine canyons: Spatial distribution and anthropogenic impacts. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 104, 184-207.
- Fairfield N., Kantor G., Wettergreen D. 2007. Real-time SLAM with octree evidence grids for exploration in underwater tunnels. *Journal of Field Robotics* 24, 3-21.
- Fanelli E., Delbono I., Ivaldi R., Pratellesi M., Cocito S., Peirano A. 2017. Cold-water coral *Madrepora oculata* in the eastern Ligurian Sea (NW Mediterranean): historical and recent findings. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27 (5), 965-975.
- Fava F., Ponti M. 2007. Distribuzione geografica di *Maasella edwardsi* e *Paralcyonium spinulosum* (Octocorallia: Paralcyoniidae). *Biologia Marina Mediterranea* 14 (2), 180-181.
- Fink H.G., Wienberg C., de Pol-Holz R., Hebbeln D. 2015. Spatio-temporal distribution patterns of Mediterranean cold-water corals (*Lophelia pertusa* and *Madrepora oculata*) during the past 14,000 years. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 103, 37-48.
- Foubert A., Depreiter D., Beck T., Maignien L., Pannemans B., Frank N., Blamart D., Henriot J.-P. 2008. Carbonate mounds in a mud volcano province off north-west Morocco: Key to processes and controls. *Marine Geology* 248, 74-96.
- Fourt M., Goujard A. 2012. Rapport final de la campagne MEDSEACAN (Têtes des canyons méditerranéens continentaux) novembre 2008 – avril 2010. Partenariat Agence des aires marines protégées – GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., France, 218 p.+ annexes.
- Fourt M., Goujard A., Perez T., Vacelet J., Sartoretto S., Chevaldonne P., the scientific team of the MedSeaCan and CorSeaCan cruises. 2014a. French Mediterranean submarine canyons and deep rocky banks: a regional view for adapted conservation measures. In: Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. (Eds), *Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the Conservation of Dark Habitats* (Portorož, Slovenia, 31 October 2014). UNEP/MAP-RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 12-13.

- Fourt M., Michez N., Chevaldonné P., Goujard A., Harmelin J.G., Vacelet J., Verlaque M., equipe scientifique des campagnes MedSeaCan et CorSeaCan. 2014b. Exploration visuelle des canyons et bancs rocheux profonds en Méditerranée française: apports à la typologie nationale des habitats profonds. In: Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. (Eds), Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the Conservation of Dark Habitats (Portorož, Slovenia, 31 October 2014). UNEP/MAP–RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 39-44.
- Freiwald A., Beuck L., Rüggeberg A., Taviani M., Hebbeln D., R/V Meteor M70-1 participants. 2009. The white coral community in the Central Mediterranean Sea - Revealed by ROV surveys. *Oceanography* 22, 58-74.
- Gallay M., Kaňuk J., Hochmuth Z., Meneely J.D., Hofierka J., Sedlák V. 2015. Large-scale and high-resolution 3-D cave mapping by terrestrial laser scanning: a case study of the Domica Cave, Slovakia. *International Journal of Speleology* 44, 277-291.
- Galil B.S., Zibrowius H. 1998. First benthos samples from Eratosthenes seamount, eastern Mediterranean. *Senckenbergiana Maritima* 28, 111-121.
- Gerovasileiou V., Voultsiadou E. 2012. Marine caves of the Mediterranean Sea: a sponge biodiversity reservoir within a biodiversity hotspot. *PLoS ONE* 7, e39873.
- Gerovasileiou V., Voultsiadou E. 2014. Mediterranean marine caves as biodiversity reservoirs: a preliminary overview. In: Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. (Eds), Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the Conservation of Dark Habitats (Portorož, Slovenia, 31 October 2014). UNEP/MAP–RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 45-50.
- Gerovasileiou V., Voultsiadou E. 2016. Sponge diversity gradients in marine caves of the eastern Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 96, 407-416.
- Gerovasileiou V., Chintiroglou C., Vafidis D., Koutsoubas D., Sini M., Dailianis T., Issaris Y., Akritopoulou E., Dimarchopoulou D., Voultsiadou E. 2015. Census of biodiversity in marine caves of the Eastern Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science* 16, 245-265.
- Gerovasileiou V., Martínez A., Álvarez F., Boxshall G., Humphreys W.F., Jaume D., Becking L.E., Muricy G., van Hengstum P.J., Dekeyser S., Decock W., Vanhoorne B., Vandepitte L., Bailly N., Iliffe T.M. 2016a. World Register of marine Cave Species (WoRCS): a new thematic species database for marine and anchialine cave biodiversity. *Research Ideas and Outcomes* 2, e10451.
- Gerovasileiou V., Trygonis V., Sini M., Koutsoubas D., Voultsiadou E. 2013. Three-dimensional mapping of marine caves using a handheld echosounder. *Marine Ecology Progress Series* 486, 13-22.
- Gerovasileiou V., Voultsiadou E., Issaris Y., Zenetos A. 2016b. Alien biodiversity in Mediterranean marine caves. *Marine Ecology* 37, 239-256.
- Giakoumi S., Sini M., Gerovasileiou V., Mazar T., Beher J., Possingham H.P., Abdulla A., Çinar M.E., Dendrinou P., Gucu A.C., Karamanlidis A.A., Rodic P., Panayotidis P., Taskin E., Jaklin A., Voultsiadou E., Webster Ch., Zenetos A., Katsanevakis S. 2013. Ecoregion-based conservation planning in the Mediterranean: dealing with large-scale heterogeneity. *PLoS ONE* 8, e76449.
- Giannoulaki M., Belluscio A., Colloca F., Frascchetti S., Scardi M., Smith C., Panayotidis P., Valavanis V., Spedicato M.T. 2013. Mediterranean Sensitive Habitats. DG MARE Specific Contract SI2.600741, Final Report, 557 p.
- Gili J.M., Pagès F. 1987. Pennatuláceos (Cnidaria. Anthozoa) recolectados en la plataforma continental catalana (Mediterráneo occidental). *Miscelánea Zoológica* 11, 25-39.

- Gili J.M., Riera T., Zabala M. 1986. Physical and biological gradients in a submarine cave on the Western Mediterranean coast (north-east Spain). *Marine Biology* 90, 291-297.
- Giovannelli D., d'Errico G., Fiorentino F., Fattorini D., Regoli F., Angeletti L., Bakran-Petricioli T., Vetriani C., Yücel M., Taviani M., Manini E. 2016 Diversity and distribution of prokaryotes within a shallow-water pockmark field. *Frontiers in Microbiology* 7, 941.
- Giusti M., Bo M., Bavestrello G., Angiolillo M. 2012. Record of *Viminella flagellum* (Alcyonacea: Ellisellidae) in Italian waters (Mediterranean Sea). *Marine Biodiversity Records* 5, e34.
- Gofas S., Goutayer J., Luque A.A., Salas C., Templado J. 2014. Espacio Marino de Alborán. Proyecto LIFE+ INDEMARES. Ed. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 129 p.
- Gori A., Bavestrello G., Grinyó J., Dominguez-Carrió C., Ambroso S., Bo M. 2017. Animal forests in deep coastal bottoms and continental shelves of the Mediterranean Sea. In: Rossi S., Bramanti L., Gori A., Orejas C. (Eds.), *Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland, 207-234.
- Gori A., Grinyó J., Dominguez-Carrió C., Ambroso S., Gili J.M., Bavestrello G., Bo M. in press. Deep gorgonian and black coral assemblages in the Mediterranean Sea. In: Orejas C., Jiménez C. (Eds.), *Mediterranean Cold-Water Corals: past, present and future*. Springer, ISBN 978-3-319-91607-1.
- Gori A., Orejas C., Madurell T., Bramanti L., Martins M., Quintanilla E., Marti-Puig P., Lo Iacono C., Puig P., Requena S., Greenacre M., Gili J.M. 2013. Bathymetrical distribution and size structure of cold-water coral populations in the Cap de Creus and Lacaze-Duthiers canyons (northwestern Mediterranean). *Biogeosciences* 10, 2049-2060.
- Grinyó J. 2016. Ecological study of benthic communities in the continental shelf and upper slope in the Menorca Channel (North Western Mediterranean). PhD Thesis. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, Spain.
- Grinyó J., Gori A., Ambroso S., Purroy A., Calatayud C., Dominguez-Carrió C., Coppari M., Lo Iacono C., López-González P.J., Gili J.M. 2016. Diversity, distribution and population size structure of deep Mediterranean gorgonian assemblages (Menorca Channel, Western Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography* 145, 42-56.
- Grinyó J., Gori A., Ambroso S., Purroy A., Calatayud C., Dominguez-Carrió C., Coppari M., Lo Iacono C., López-González P.J., Gili J.M. 2015. Spatial, bathymetrical and size distribution of deep unexpected well preserved Mediterranean gorgonian assemblages (Menorca Channel, Western Mediterranean Sea). *International Council for the Exploration of the Sea, ICES 2015/D*, 19.
- Guarnieri G., Terlizzi A., Bevilacqua S., Fraschetti S. 2012. Increasing heterogeneity of sensitive assemblages as a consequence of human impact in submarine caves. *Marine Biology* 159, 1155-1164.
- Gubbay S., Sanders N., Haynes T., Janssen J.A.M., Rodwell J.R., Nieto A., García Criado M., Beal S., Borg J., Kennedy M., Micu D., Otero M., Saunders G., Calix M. 2016. European Red List of Habitats. Part 1. Marine habitats. European Commission, 46 p.
- Harmelin J.G. 1985. Bryozoan dominated assemblages in Mediterranean cryptic environments. In: Nielsen C., Larwood G.P. (Eds) *Bryozoa: Ordovician to recent*. Olsen & Olsen, Fredensborg, 135-143.
- Harmelin J.G. 1997. Diversity of bryozoans in a Mediterranean sublittoral cave with bathyal like conditions: role of dispersal processes and local factors. *Marine Ecology Progress Series* 153, 139-152.

- Harmelin J.G., D'hondt J.L. 1993. Transfers of bryozoan species between the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea via the Strait of Gibraltar. *Oceanologica Acta* 16, 63-72.
- Harmelin J.G., Vacelet J., Vasseur P. 1985. Les grottes sous-marines obscures: un milieu extrême et un remarquable biotope refuge. *Téthys* 11, 214-229.
- Harmelin-Vivien M.L., Harmelin J.G., Chauvet C., Duval C., Galzin R., Lejeune P., Barnabe G., Blanc F., Chevalier R., Duclerc J., Lasserre G. 1985. Evaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Revue Ecologie (Terre Vie)* 40, 467-539.
- Harris P.T., Whiteway T. 2011. Global distribution of large submarine canyons: Geomorphic differences between active and passive continental margins. *Marine Geology* 285, 69-86.
- Ingrassia M., Macelloni L., Bosman A., Chiocci F.L., Cerrano C., Martorelli E. 2016. Black coral (Anthozoa, Antipatharia) forest near the western Pontine Islands (Tyrrhenian Sea). *Marine Biodiversity* 46, 285-290.
- Janssen A., Chevaldonné P., Martínez Arbizu P. 2013. Meiobenthic copepod fauna of a marine cave (NW Mediterranean) closely resembles that of deep-sea communities. *Marine Ecology Progress Series* 479, 99-113.
- Knittweis L., Aguilar R., Alvarez H., Borg J.A., Evans J., Garcia S., Schembri P.J. 2016. New Depth Record of the Precious Red Coral *Corallium rubrum* for the Mediterranean. *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 41, 467.
- Lastras G., Canals M., Ballesteros E., Gili J.M., Sanchez-Vidal A. 2016. Cold-Water Corals and Anthropogenic Impacts in La Fonera Submarine Canyon Head, Northwestern Mediterranean Sea. *PLoS One* 11, e0155729.
- Logan A., Bianchi C.N., Morri C., Zibrowius H. 2004. The present-day Mediterranean brachiopod fauna diversity, life habits, biogeography and paleobiogeography. *Scientia Marina* 68, 163-170.
- Logan A., Bianchi C.N., Morri C., Zibrowius H., Bitar G. 2002. New records of Recent brachiopods from the eastern Mediterranean Sea. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria"* Genova 94, 407-418.
- Lo Iacono C., Gràcia E., Bartolomé R., Coiras E., Dañobeitia J.J., Acosta J. 2012. The habitats of the Chella Bank. Eastern Alboran Sea (Western Mediterranean). In: Harris P., Baker E. (Eds.), *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat: GeoHab Atlas of seafloor geomorphic features and benthic habitats*. Elsevier, 681-687.
- Lo Iacono C., Gràcia E., Ranero C.R., Emelianov M., Huvenne V.A.I., Bartolomé R., Booth-Rea G., Prades J. 2014. The West Melilla cold water coral mounds, Eastern Alboran Sea: Morphological characterization and environmental context. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 99- 316-326.
- López-González P.J., Grinyó J., Gili J.M. 2012. Rediscovery of *Cereopsis studeri* Koch, 1891, a forgotten Mediterranean soft coral species, and its inclusion in the genus *Nidalia* Gray, 1835 (Octocorallia, Alcyonacea, Nidaliidae). *Marine Biology Research* 8, 594-604.
- López-González P.J., Grinyó J., Gili J.M. 2015. *Chironephthya mediterranea* n. sp. (Octocorallia, Alcyonacea, Nidaliidae), the first species of the genus discovered in the Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity* 45, 667-688.
- Madurell T., Orejas C., Requena S., Gori A., Purroy A., Lo Iacono C., Sabatés A., Domínguez-Carrió C., Gili J.M. 2012. The benthic communities of the Cap de Creus canyon. *IUCN*, 123-132.

- Maldonado M., Aguilar R., Blanco J., García S., Serrano A, Punzón A. 2015. Aggregated clumps of Lithistid sponges: a singular, reef-like bathyal habitat with relevant paleontological connections. PLoS ONE 10, e0125378.
- Marín P., Aguilar R., García S. 2014. Scientific information to describe areas meeting scientific criteria for Mediterranean EBSAs information provided by OCEANA to CBD and UNEP/MAP for the Mediterranean EBSA Workshop March 2014. Mediterranean regional workshop to facilitate the description of ecologically or biologically significant Marine Areas (EBSAs). 7-11 April 2014, Málaga, Spain.
- Marín P., Aguilar R., García S., Pardo E. 2011b. Montes submarinos del Mediterráneo: Seco de Palos. Propuesta de protección. Oceana, 42 p.
- Marín P., Pastor X., Aguilar R., Garcia S., Pardo E., Ubero J. 2011a. Montañas submarinas de las Islas Baleares: Canal de Mallorca 2011. Propuesta de protección para Ausías March, Emile Baudot y Ses Olives. Oceana, 40 p.
- Martí R., Uriz M.J., Ballesteros E., Turón X. 2004. Benthic assemblages in two Mediterranean caves: species diversity and coverage as a function of abiotic parameters and geographic distance. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 84, 557-572.
- Martin C.S., Giannoulaki M., De Leo F., Scardi M., Salomidi M., Knittweis L., ... Bavestrello G. 2014. Coralligenous and maërl habitats: predictive modelling to identify their spatial distributions across the Mediterranean Sea. Scientific Reports 4, 5073.
- Mastrototaro F., Chimienti G., Capezzuto F., Carlucci R., Williams G. 2015. First record of *Protoptilum carpenteri* (Cnidaria: Octocorallia: Pennatulacea) in the Mediterranean Sea. Italian Journal of Zoology 82, 61-68.
- Mastrototaro F., D'Onghia G., Corriero G., Matarrese A., Maiorano P., Panetta P., Gherardi M., Longo C., Rosso A., Sciuto F., Sanfilippo R., Gravili C., Boero F., Taviani M., Tursi A. 2010. Biodiversity of the white coral bank off Cape Santa Maria di Leuca (Mediterranean Sea): an update. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 57, 412-430.
- Mastrototaro F., Maiorano P., Vertino A., Battista D., Indennitate A., Savini A., Tursi A., D'Onghia G. 2013. A facies of *Kophobelemnon* (Cnidaria, Octocorallia) from Santa Maria di Leuca coral province (Mediterranean Sea). Marine Ecology 34, 313-320.
- Mastrototaro F., Chimienti G., Acosta J., Blanco J., Garcia S., Rivera J., Aguilar R. 2017. *Isidella elongata* (Cnidaria: Alcyonacea) 'facies' in the western Mediterranean Sea: visual surveys and descriptions of its ecological role. European Journal of Zoology 84 (1), 209-225.
- Mc Kenzie L.J., Finkbeiner M.A., Kirkman H. 2001. Methods for mapping seagrass distribution. In: Short F.T., Coles R.G. (Eds), Global Seagrass Research Methods. Elsevier Scientific Publishers B.V., Amsterdam, 101-122.
- Mecho A., Aguzzi J., Company J.B., Miquel C., Galderic L., Xavier T. 2014. First in situ observations of the deep-sea carnivorous ascidian *Dicopia antirrhinum* Monniot C., 1972 in the Western Mediterranean Sea. Deep Sea Research Part I Oceanographic Research Papers 83, 51-56.
- Molodtsova T.N. 2011. A new species of *Leiopathes* (Anthozoa: Antipatharia) from the Great Meteor seamount (North Atlantic). Zootaxa 3138, 52-64.
- Montagna P., McCulloch M., Taviani M., Mazzoli C., Vendrell B. 2006. Phosphorus in cold-water corals as a proxy for seawater nutrient chemistry. Science 312, 1788-1791.

- Montefalcone M., De Falco G., Nepote E., Canessa M., Bertolino M., Bavestrello G., Morri C., Bianchi C.N. 2018. Thirty year ecosystem trajectories in a submerged marine cave under changing pressure regime. *Marine Environmental Research* 137, 98-110.
- Montefalcone M., Rovere A., Parravicini V., Albertelli G., Morri C., Bianchi C.N. 2013. Evaluating change in seagrass meadows: a time-framed comparison of Side Scan Sonar maps. *Aquatic Botany* 104, 204-212.
- Morri C., Bavestrello G., Bianchi C.N. 1991. Faunal and ecological notes on some benthic cnidarian species from the Tuscan Archipelago and Eastern Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell'Università di Genova* 54-55, 27-47.
- Morri C., Bianchi C.N., Degl'Innocenti F., Diviaco G., Forti S., Maccarone M., Niccolai I., Sgorbini S., Tucci S. 1994a. Gradienti fisico-chimici e ricoprimento biologico nella Grotta Marina di Bergeggi (Mar Ligure). *Memorie dell'Istituto italiano di Speleologia Bologna*, 85-94.
- Morri C., Cinelli F., Bianchi C.N. 1994b. Sessile epifauna gigantism in a submarine cave with sulphur springs. *Cave Diving* 6, 4-9.
- Morri C., Puce S., Bianchi C.N., Bitar G., Zibrowius H., Bavestrello G. 2009. Hydroids (Cnidaria: Hydrozoa) from the Levant Sea (mainly Lebanon), with emphasis on alien species. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89, 49-62.
- Mytilineou Ch., Smith C.J., Anastasopoulou A., Papadopoulou K.N., Christidis G., Bekas P., Kavadas S., Dokos J. 2014. New cold-water coral occurrences in the Eastern Ionian Sea: Results from experimental long line fishing. *Deep-Sea Research Part II* 99, 146-157.
- Navarro-Barranco C., Guerra-García J.M., Sánchez-Tocino L., Florido M., García-Gómez J.C. 2016. Amphipod community associated with invertebrate hosts in a Mediterranean marine cave. *Marine Biodiversity* 46, 105-112.
- Navarro-Barranco C., Guerra-García J.M., Sánchez-Tocino L., García-Gómez J.C. 2012. Soft-bottom crustacean assemblages in Mediterranean marine caves: the cave of Cerro-Gordo (Granada, Spain) as case study. *Helgoland Marine Research* 6, 567-576.
- Navarro-Barranco C., Guerra-García J.M., Sánchez-Tocino L., García-Gómez J.C. 2014. Amphipods from marine cave sediments of the southern Iberian Peninsula: diversity and ecological distribution. *Scientia Marina* 78, 415-424.
- Nepote E., Bianchi C.N., Morri C., Ferrari M., Montefalcone M. 2017. Impact of a harbour construction on the benthic community of two shallow marine caves. *Marine Pollution Bulletin* 114, 35-45.
- Ocaña O., Opreško D.M., Brito A. 2007. First record of the black coral *Antipathella wollastoni* (Anthozoa: Antipatharia) outside of Macaronesian waters. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias XVIII*, 125-138.
- Oludare Idrees M., Pradhan B. 2016. A decade of modern cave surveying with terrestrial laser scanning: a review of sensors, method and application development. *International Journal of Speleology* 45, 71-88.
- Olu-Le Roy K., Sibuet M., Fiala-Medioni A., Gofas S., Salas C., Mariotti A., Fouchere J.-P., Woodside J. 2004. Cold seep communities in the deep eastern Mediterranean Sea: composition, symbiosis and spatial distribution on mud volcanoes. *Deep-Sea Research I* 51, 1915-1936.
- Onorato R., Denitto F., Belmonte G. 1999. Le grotte marine del Salento: classificazione, localizzazione e descrizione. *Thalassia Salentina* 23, 67-116.

- Opresko, D.M., Försterra G. 2004. Orden Antipatharia (corales negros o espinosos). In: Hofrichter R. (Ed.), El Mar Mediterraneo: fauna, flora, ecología. Omega 2, Barcelona, 506-509.
- Orejas C., Jiménez C. (Eds.). 2019. Mediterranean Cold-Water Corals: past, present and future. Springer, ISBN 978-3-319-91607-1.
- Orejas C., Gori A., Jiménez C., Rivera J., Lo Iacono C., Hadjioannou L., Andreou V., Petrou A. 2017. First *in situ* documentation of a population of the coral *Dendrophyllia ramea* off Cyprus (Levantine Sea) and evidence of human impacts. *Galaxea, Journal of Coral Reef Studies* 19, 15-16.
- Orejas C., Gori A., Lo Iacono C., Puig P., Gili J.M., Dale M.R.T. 2009. Cold-water corals in the Cap de Creus canyon, northwestern Mediterranean: spatial distribution, density and anthropogenic impact. *Marine Ecology Progress Series* 397, 37-51.
- Orejas C., Gori A., Reynaud S., Grinyó J., Gili J.M., Ferrier Pagès Ch. 2014. The cold-water coral *Dendrophyllia cornigera*: an inhabitant of the Menorca Channel deep waters and beyond. VI Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears 2014. Palma de Mallorca, Spain.
- Pachiadaki M.G., Kormas K.A. 2013. Interconnectivity vs. isolation of prokaryotic communities in European deep-sea mud volcanoes. *Biogeosciences* 10, 2821-2831.
- Pachiadaki M.G., Lykousis V., Stefanou E.G., Kormas K.A. 2010. Prokaryotic community structure and diversity in the sediments of an active submarine mud volcano (Kazan mud volcano, East Mediterranean Sea). *FEMS Microbiology Ecology* 72, 429-444.
- Pagès F., Martín J., Palanques A., Puig P., Gili J.M. 2007. High occurrence of the elaspodid holothurian *Penilpidia ludwigi* (von Marenzeller, 1893) in bathyal sediment traps moored in a western Mediterranean submarine canyon. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 54, 2170-2180.
- Palmiotto C., Loreto M.F. 2019. Regional scale morphological pattern of the Tyrrhenian Sea: New insights from EMODnet bathymetry. *Geomorphology* 332, 88-99.
- Pansini M., Musso B. 1991. Sponges from trawl-exploitable bottoms of Ligurian and Tyrrhenian Seas: Distribution and ecology. *Marine Ecology* 12, 317-329.
- Pardo E., Aguilar R., García S., Torriente A., Ubero J. 2011. Documentación de arrecifes de corales de agua fría en el Mediterráneo occidental (Mar de Alborán). *Chronica Naturae* 1, 20-34.
- Parravicini V., Guidetti P., Morri C., Montefalcone M., Donato M., Bianchi C.N. 2010. Consequences of sea water temperature anomalies on a Mediterranean submarine cave ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86, 276-282.
- Pérès J.M. 1967. Mediterranean Benthos. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review* 5, 449-533.
- Pérès J.M., Picard J. 1949. Notes sommaires sur le peuplement des grottes sous-marines de la région de Marseille. *Compte Rendu Sommaire des Séances de la Société de Biogéographie* 227, 42-45.
- Pérès J.M., Picard J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Stations Marine d'Endoume* 31, 1-137.
- Pérez-Portela R., Cerro-Gálvez E., Taboada S., Tidu C., Campillo-Campbell C., Mora J., Riesgo A. 2016. Lonely populations in the deep genetic structure of red gorgonians at the heads of submarine canyons in the north-western Mediterranean Sea. *Coral Reefs* 35, 1013-1026.

- Pérez T., Vacelet J., Bitar G., Zibrowius H. 2004. Two new lithistids (Porifera: Demospongiae) from a shallow eastern Mediterranean cave (Lebanon). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84, 15-24.
- PNUE/PAM-CAR/ASP. 2016. Maroc: Site de Jbel Moussa. Cartographie des habitats marins clés de Méditerranée et initiation de réseaux de surveillance. In : Par Bazairi H., Sghaier Y.R., Benhoussa A., Boutahar L., El Kamcha R., Selfati M., Gerovasileiou V., Baeza J., Castañer V., Martin J., Valriberas E., González R., Maestre M., Espinosa F., Ouerghi A. (Eds), CAR/ASP - Projet MedKeyHabitats, Tunis, 92 p + Annexes.
- Rabaut M., Guilini K., Van Hoey G., Vincx M., Degraer S. 2007. A bio-engineered soft-bottom environment: The impact of *Lanice conchilega* on the benthic species-specific densities and community structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 525-536.
- Radolović M., Bakran-Petricioli T., Petricioli D., Surić M., Perica D. 2015. Biological response to geochemical and hydrological processes in a shallow submarine cave. *Mediterranean Marine Science* 16, 305-324.
- Rastorgueff P.A., Bellan-Santini D., Bianchi C.N., Bussotti S., Chevaldonné P., Guidetti P., Harmelin J.G., Montefalcone M., Morri C., Pérez T., Ruitton S., Vacelet J., Personnic S. 2015. An ecosystem-based approach to evaluate the ecological quality of Mediterranean undersea caves. *Ecological Indicators* 54, 137-152.
- Rastorgueff P.-A., Chevaldonné P., Arslan D., Verna C., Lejeusne C. 2014. Cryptic habitats and cryptic diversity: unexpected patterns of connectivity and phylogeographical breaks in a Mediterranean endemic marine cave mysid. *Molecular Ecology* 23, 2825-2843.
- Riedl R. 1966. *Biologie der Meereshöhlen*. Paul Parey, Hamburg, 636 p.
- Rogers A.D. 2019. Threats to seamount ecosystems and their management. In: *World seas: an environmental evaluation*. Academic Press, 427-451.
- Ros J.D., Romero J., Ballesteros E., Gili J.M. 1985. Diving in blue water. The benthos. In: Margalef R. (Ed.), *Western Mediterranean*. Pergamon Press, Oxford, 233-295.
- Rossi S., Tsounis G., Orejas C., Padron T., Gili J.M., Bramanti L., Teixido N., Gutt J. 2008. Survey of deep-dwelling red coral (*Corallium rubrum*) populations at Cap de Creus (NW Mediterranean). *Marine Biology* 154, 533-545.
- Rosso A., Di Martino E., Sanfilippo R., Di Martino V. 2014. Bryozoan Communities and Thanatocoenoses from Submarine Caves in the Plemmirio Marine Protected Area (SE Sicily). In: Ernst A., Schäfer P., Scholz J. (Eds), *Bryozoan Studies 2010. Proceedings of the 15th IBA Conference*, Kiel, Germany. Springer, Berlin, Heidelberg, 251-269.
- Rosso A., Sanfilippo R., Taddei Ruggiero E., Di Martino E. 2013. Serpuloidean, bryozoan and brachiopod faunas from submarine caves in Sicily. *Bollettino Società Paleontologica Italiana* 52, 167-176.
- Rosso A., Vertino A., Di Geronimo I., Sanfilippo R., Sciuto F., Di Geronimo R., Violanti D., Corselli C., Taviani M., Mastrototaro F., Tursi A. 2010. Hard- and softbottom thanatofacies from the Santa Maria di Leuca deep-water coral province. *Mediterranean Deep-Sea Research II* 57, 360-379.
- Sanfilippo R., Mollica E. 2000. *Serpula cavernicola* Fassari & Mollica, 1991 (Annelida Polychaeta): diagnostic features of the tubes and new Mediterranean records. *Marine Life* 10, 27-32.

- Sanfilippo R., Rosso A., Guido A., Gerovasileiou V. 2017. Serpulid communities from two marine caves in the Aegean Sea, Eastern Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 97(5), 1059-1068.
- Sanfilippo R., Rosso A., Guido A., Mastandrea A., Russo F., Ryding R., Taddei Ruggero E. 2015. Metazoan /microbial biostalactites from modern submarine caves in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology* 36, 1277-1293.
- Sanfilippo R., Vertino A., Rosso A., Beuck L., Freiwald A. & M. Taviani (2013). *Serpula* aggregates and their role in deep-sea coral communities in the Adriatic Sea. *Facies* 59: 663-677.
- Sartoretto S. 2012. New records of *Dendrobrachia bonsai* (Octocorallia: Gorgonacea: Dendrobrachiidae) in the western Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records* 5, e7.
- Sartoretto S., Zibrowius H. 2018. Note on new records of living Scleractinia and Gorgonaria between 1700 and 2200 m depth in the western Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity* 48 (1), 689-694.
- Savini A., Vertino A., Beuck L., Marchese F., Freiwald A. 2014. Mapping cold-water coral habitats at different scales within the northern Ionian Sea (central Mediterranean): an assessment of coral coverage and associated vulnerability. *PLoS ONE* 9, e87108.
- Schembri P., Dimech M., Camilleri M., Page R. 2007. Living deep-water *Lophelia* and *Madrepora* corals in Maltese waters (Strait of Sicily, Mediterranean Sea). *Cahiers de Biologie Marine* 48, 77-83.
- Sellers W.I., Chamberlain A.T. 1998. Ultrasonic cave mapping. *Journal of Archaeological Science* 25, 867-873.
- Serrano A., González-Irusta J., Punzon A., García-Alegre A., Lourido A., Ríos P., Blanco M., Gómez-Ballesteros M., Druet M., Cristobo J., Cartes J.E. 2016. Benthic habitats modelling and mapping of Galicia Bank (NE Atlantic). *Frontiers in Marine Science*. XIX Iberian Symposium on Marine Biology Studies. doi: 10.3389/conf.FMARS.2016.05.00039.
- Shank T.M., Herrera S., Cho W., Roman C.N., Bell K.L.C. 2011. Exploration of the Anaximander mud volcanoes. In: Bell K.L.C., Fuller S.A. (Eds.), *New Frontiers in Ocean Exploration: The E/V Nautilus 2010 Field Season*. *Oceanography* 24, 22-23.
- Southward A.J., Kennicut M.C. II, Alcalà-Herrera J., Abbiati M., Airoidi L., Cinelli F., Bianchi C.N., Morri C., Southward E. 1996. On the biology of submarine caves with sulphur springs: appraisal of  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ratios as a guide to trophic relations. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 76, 265-285.
- Southward E.C., Andersen A.C., Hourdez S. 2011. *Lamellibrachia anaximandri* n. sp., a new vestimentiferan tubeworm (Annelida) from the Mediterranean, with notes on frenulate tubeworms from the same habitat. *Zoosystema* 33, 245-279.
- SPA/RAC-UN Environment/MAP, OCEANA. 2017. Guidelines for inventorying and monitoring of dark habitats in the Mediterranean Sea. Gerovasileiou V., Aguilar R., Marín P. (Eds), SPA/RAC publ. - Deep Sea Lebanon Project, Tunis, 40 p. + Annexes.
- Stipanov M., Bakarić V., Eškinja Z. 2008. ROV Use for Cave Mapping and Modeling. *IFAC Proceedings* 41, 208-211.
- Surić M., Lončarić R., Lončar N. 2010. Submerged caves of Croatia: distribution, classification and origin. *Environmental Earth Sciences* 61, 1473-1480.

- Taviani M. 2011. The deep-sea chemoautotroph microbial world as experienced by the Mediterranean metazoans through time. Advances in Stromatolite Geobiology, Springer Berlin/Heidelberg, 277-295.
- Taviani M. 2014. Marine chemosynthesis in the Mediterranean Sea. In: Goffredo S., Dubinsky Z. (Eds), The Mediterranean Sea: its history and present challenges. Springer Science+Business Media Dordrecht, 69-83.
- Taviani M., Colantoni P. 1979. Thanatocoenoses würmiennes associées aux coraux blancs. Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée 25-26, 141-142.
- Taviani M., Angeletti L., Ceregato A., Foglini F., Frogliola C., Trincardi F. 2013. The Gela Basin pockmark field in the strait of Sicily (Mediterranean Sea): chemosymbiotic faunal and carbonate signatures of postglacial to modern cold seepage. Biogeosciences 10, 4653-4671.
- Taviani M., Angeletti L., Antolini B., Ceregato A., Frogliola C., López Correa M., Montagna P., Remia A., Trincardi F., Vertino A. 2011a. Geo-biology of Mediterranean Deep-Water Coral Ecosystems. Marine Geology, Marine research at CNR, 705-719.
- Taviani M., Angeletti L., Beuck L., Campiani E., Canese S., Foglini F., Freiwald A., Montagna P., Trincardi F. 2016a. On and off the beaten track: megafaunal sessile life and Adriatic cascading processes. Marine Geology 369, 273-287.
- Taviani M., Angeletti L., Canese S., Cannas R., Cardone F., Cau A., Cau A.B., Follesa M.C., Marchese F., Montagna P., Tessarolo C. 2017. The "Sardinian cold-water coral province" in the context of the Mediterranean coral ecosystems. Deep Sea Research II 145, 61-78.
- Taviani M., Angeletti L., Cardone F., Montagna P., Danovaro R. 2019. A unique and threatened deep water coral-bivalve biotope new to the Mediterranean Sea offshore the Naples megalopolis. Scientific Reports 9 (1), 3411.
- Taviani M., Angeletti L., Cardone F., Oliveri E., Danovaro R. 2016b. Deep-sea habitats and associated megafaunal diversity in the Dohrn Canyon (Gulf of Naples, Mediterranean Sea): first insights from a ROV survey. Proceedings of the GeoSub 2016 International Congress, 13-17 September 2016, Ustica, Italy, 86-88.
- Taviani M., Angeletti L., Dimech M., Mifsud C., Freiwald A., Harasewych M.G., Oliverio M. 2009. Coralliophilinae (Mollusca: Gastropoda) associated with deep-water coral banks in the Mediterranean. The Nautilus 123, 106-112.
- Taviani M., Freiwald A., Beuck L., Angeletti L., Remia A. 2010. The deepest known occurrence of the precious red coral *Corallium rubrum* (L. 1758) in the Mediterranean Sea. In: Bussoletti E., Cottingham D., Bruckner A., Roberts G., Sandulli R. (Eds), Proceedings of the International Workshop on Red Coral Science, Management, Trade: Lessons from the Mediterranean, NOAA Technical Memorandum CRCP-13, NOAA, Silver Spring, MA, 87-93.
- Taviani M., Freiwald A., Zibrowius H. 2005a. Deep coral growth in the Mediterranean Sea: an overview. In: Freiwald A., Roberts J.M. (Eds), Cold-water corals and ecosystems. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, 137-156.
- Taviani M., Remia A., Corselli C., Freiwald A., Malinverno E., Mastrototaro F., Savini A., Tursi A. 2005b. First geo-marine survey of living cold-water *Lophelia* reefs in the Ionian Sea (Mediterranean basin). Facies 50, 409-417.
- Taviani M., Vertino A., López Correa M., Savini A., De Mol B., Remia A., Montagna P., Angeletti L., Zibrowius H., Alves T., Salomidi M., Ritt B., Henry P. 2011b. Pleistocene to recent scleractinian deep-water corals and coral facies in the Eastern Mediterranean. Facies 57, 579-603.

- Templado J., Ballesteros E., Galparsoro I., Borja A., Serrano A., Martín L., Brito A. 2012. Inventario español de hábitats y especies marinos. Guía Interpretativa: inventario español de hábitats marinos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 230 p.
- Templado J., Guerra A., Bedoya J., Moreno D., Remón J.M., Maldonado M., Ramos M.A. 1993. Fauna Marina circalitoral del sur de la Península Ibérica. Resultados de la campaña oceanográfica "Fauna I". MNCN-CSIC, 135 p.
- Teixidó N., Albajes-Eizagirre A., Bolbo D., Le Hir E., Demestre M., Garrabou J., Guigues L., Gili J.M., Piera J., Prelot T., Soria-Frisch A. 2011. Hierarchical segmentation-based software for cover classification analyses of seabed images (Seascape). *Marine Ecology Progress Series* 431, 45-53.
- Todaro M.A., Leasi F., Bizzarri N., Tongiorgi P. 2006. Meiofauna densities and gastrotrich community composition in a Mediterranean sea cave. *Marine Biology* 149, 1079-1091.
- Topçu N.E., Öztürk B. 2016. First insights into the demography of the rare gorgonian *Spinimuricea klavereni* in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology* 37, 1154-1160.
- Trygonis V., Sini M. 2012. photoQuad: a dedicated seabed image processing software, and a comparative error analysis of four photoquadrat methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 424-425, 99-108.
- Tursi A., Mastrototaro F., Matarrese A., Maiorano P., D'onghia G. 2004. Biodiversity of the white coral reefs in the Ionian Sea (Central Mediterranean). *Chemistry and Ecology* 20, 107-116.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2008. Action Plan for the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions in the Mediterranean Sea. RAC/SPA publ., Tunis, 21 p.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2013. Description of the ecology of the Gulf of Lions shelf and slope area and identification of the areas that may deserve to be protected. Sardà J.M.G., Domínguez-Carrió C. (Eds), RAC/SPA, Tunis, 64 p.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2015. Action Plan for the conservation of habitats and species associated with seamounts, underwater caves and canyons, aphotic hard beds and chemo-synthetic phenomena in the Mediterranean Sea. Dark Habitats Action Plan. RAC/SPA publ., Tunis, 35 p.
- UNEP/MAP-SPA/RAC. 2017. Draft guidelines for inventorying and monitoring of dark habitats. Aguilar R., Marín P. (Eds), SPA/RAC publ., Tunis, 58 p.
- UNEP/MAP-SPA/RAC. 2019. Report of the meeting of experts on the finalization of the classification of benthic marine habitat types for the Mediterranean region and the reference list of marine and coastal habitat types in the Mediterranean. SPA/RAC publ., Tunis, 49 p.
- Uriz M.J., Zabala M., Ballesteros E., Garcia-Rubies A., Turón X. 1993. El bentos: les coves. In: Alcover J.A., Ballesteros E., Fornós J.J. (Eds), *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. CSIC-Moll, Palma de Mallorca, 731-748.
- Vacelet J. 1959. Répartition générale des éponges et systématique des éponges cornées de la région de Marseille et de quelques stations méditerranéennes. *Recueil des Travaux de la Stations Marine d'Endoume* 26, 39-101.
- Vacelet J., Bitar G., Carteron S., Zibrowius H., Pérez T. 2007. Five new sponge species (Porifera: Demospongiae) of subtropical or tropical affinities from the coast of Lebanon (eastern Mediterranean). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 1539-1552.
- Vacelet J., Boury-Esnault N., Harmelin J.G. 1994. Hexactinellid cave, a unique deep-sea habitat in the scuba zone. *Deep Sea Research Part I* 41, 965-973.

- Vafidis D., Koukouras A. 1998. Antipatharia, Ceriantharia and Zoantharia (Hexacorallia, Anthozoa) of the Aegean Sea with a check list of the Mediterranean and Black Sea Species. *Annales de l'Institut Oceanographique*, Paris 74, 115-126.
- Vafidis D., Koukouras A., Voultsiadou-Koukoura E. 1997. Actinaria, Corallimorpharia, and Scleractinia (Hexacorallia, Anthozoa) of the Aegean Sea, with a checklist of the Eastern Mediterranean and Black Sea species. *Israel Journal of Zoology* 43, 55-70.
- Vertino A., Savini A., Rosso A., Di Geronimo I., Mastrototaro F., Sanfilippo R., Gay G., Etiope G. 2010. Benthic habitat characterization and distribution from two representative sites of the deep-water SML Coral Province (Mediterranean). *Deep-Sea Research Part II* 57, 380-396.
- Würtz M., Rovere M. 2015. Atlas of the Mediterranean seamounts and seamount-like structures. IUCN, Gland, Switzerland and Málaga, Spain, 276 p.
- Zibrowius H. 1971. Remarques sur la faune sessile des grottes sous-marines et de l'étage bathyal en Méditerranée. *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 20, 243-245.
- Zibrowius H. 1978. Les Scleractiniaires des grottes sous-marines en Méditerranée et dans l'Atlantique nord-oriental (Portugal, Madère, Canaries, Açores). *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli* 40: 516-545.
- Zibrowius H., Taviani M. 2005. Remarkable sessile fauna associated with deep coral and other calcareous substrates in the Strait of Sicily, Mediterranean Sea. In: Freiward A., Roberts J.M. (Eds), *Cold-water corals and ecosystems*. Springer, Berlin Heidelberg, 807-819.
- Županović S. 1969. Prilog izučavanju bentoske faune Jabučke kotline. *Thalassia Jugoslavica* 5, 477-493.

Annexe 1. Liste des espèces les plus  
communes dans les grottes marines  
méditerranéennes. (SPA/RAC-UN  
Environment/MAP OCEANA, 2017).

\* rare or endangered species

**Foraminiferans**

*Miniacina miniacea* (Pallas, 1766)

**Sponges**

*Aaptos aaptos* (Schmidt, 1864)

*Acanthella acuta* Schmidt, 1862

*Agelas oroides* (Schmidt, 1864) – more  
abundant in the Eastern Mediterranean

*Aplysilla rosea* (Barrois, 1876)

*Aplysina cavernicola* (Vacelet, 1959)

*Axinella damicornis* (Esper, 1794)

*Axinella verrucosa* (Esper, 1794)

*Chondrosia reniformis* Nardo, 1847 – often  
discoloured

*Clathrina coriacea* (Montagu, 1814)

*Clathrina clathrus* (Schmidt, 1864)

*Cliona viridis* (Schmidt, 1862)

*Cliona schmidti* (Ridley, 1881)

*Cliona celata* Grant, 1826

*Crambe crambe* (Schmidt, 1862)

*Dendroxea lenis* (Topsent, 1892)

*Diplastrella bistellata* (Schmidt, 1862)

*Dysidea avara* (Schmidt, 1862)

*Dysidea fragilis* (Montagu, 1814)

*Erylus discophorus* (Schmidt, 1862)

*Fasciospongia cavernosa* (Schmidt, 1862)

*Geodia cydonium* (Linnaeus, 1767)

*Haliclona (Halichocona) fulva* (Topsent,  
1893)

*Haliclona (Reniera) cratera* (Schmidt, 1862)

*Haliclona (Rhizoniera) sarai* (Pulitzer-Finali,  
1969)

*Haliclona (Soestella) mucosa* (Griessinger,  
1971)

*Hemimycale columella* (Bowerbank, 1874)

*Ircinia dendroides* (Schmidt, 1862)

*Ircinia oros* (Schmidt, 1864)

*Ircinia variabilis* (Schmidt, 1862)

*Jaspis johnstoni* (Schmidt, 1862)

*Lycopodina hypogea* (Vacelet & Boury-  
Esnault, 1996)

*Myrmekioderma spelaeum* (Pulitzer-Finali,  
1983)

*Oscarella* spp.

*Penares euastrum* (Schmidt, 1868)

*Penares helleri* (Schmidt, 1864)

*Petrobiona massiliana* Vacelet & Lévi, 1958 –  
more common in the Western  
Mediterranean

*Petrosia (Petrosia) ficiformis* (Poiret, 1789) –  
often discoloured

*Phorbas tenacior* (Topsent, 1925)

*Plakina* spp.

*Pleraplysilla spinifera* (Schulze, 1879)

*Scalariispongia scalaris* (Schmidt, 1862)

*Spirastrella cunctatrix* Schmidt, 1868

*Spongia (Spongia) officinalis* Linnaeus, 1759 \*

*Spongia (Spongia) virgultosa* (Schmidt, 1868)

*Terpios gelatinosus* (Bowerbank, 1866)

**Cnidarians**

*Arachnanthus oligopodus* (Cerfontaine, 1891)

*Astroides calycularis* (Pallas, 1766) \* – in southern areas of the Western Mediterranean

*Caryophyllia (Caryophyllia) inornata* (Duncan, 1878)

*Cerianthus membranaceus* (Gmelin, 1791)

*Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758) \*

*Eudendrium racemosum* (Cavolini, 1785)

*Eunicella cavolini* (Koch, 1887) – more common in the Western Mediterranean

*Halecium* spp.

*Hoplangia durotrix* Gosse 1860

*Leptopsammia pruvoti* Lacaze-Duthiers 1897

*Madracis pharensis* (Heller, 1868) – more abundant in the Eastern Mediterranean

*Obelia dichotoma* (Linnaeus, 1758)

*Paramuricea clavata* (Risso, 1826) \* – more common in the Western Mediterranean

*Parazoanthus axinellae* (Schmidt, 1862) – more common in the Adriatic and the Western Mediterranean

*Phyllangia americana mouchezii* (Lacaze-Duthiers, 1897)

*Polycyathus muelleriae* (Abel, 1959)

**Decapods**

*Athanas nitescens* (Leach, 1813)

*Dromia personata* (Linnaeus, 1758)

*Eualus occultus* (Lebour, 1936)

*Galathea strigosa* (Linnaeus, 1761)

*Herbstia condyliata* (Fabricius, 1787)

*Lysmata seticaudata* (Risso, 1816)

*Palaemon serratus* (Pennant, 1777)

*Palinurus elephas* (Fabricius, 1787)

*Plesionika narval* (Fabricius, 1787) – more common in the Eastern Mediterranean

*Scyllarides latus* (Latreille, 1803)

*Scyllarus arctus* (Linnaeus, 1758)

*Stenopus spinosus* Risso, 1826

**Mysids**

*Harmelinella mariannae* Ledoyer, 1989

*Hemimysis lamornae mediterranea* Bacescu, 1936

*Hemimysis margalefi* Alcaraz, Riera & Gili, 1986

*Hemimysis speluncola* Ledoyer, 1963 \*

*Siriella jaltensis* Czerniavsky, 1868

**Polychaetes**

*Filograna implexa* Berkeley, 1835

*Filogranula annulata* (O. G. Costa, 1861)

*Filogranula calyculata* (O.G. Costa, 1861)

*Filogranula gracilis* Langerhans, 1884

*Hermodice carunculata* (Pallas, 1766)

*Hydroides pseudouncinata* Zibrowius, 1968 [original]

*Janita fimbriata* (Delle Chiaje, 1822)

*Josephella marenzelleri* Caullery & Mesnil, 1896

*Metavermilia multicristata* (Philippi, 1844)

*Protula tubularia* (Montagu, 1803)

*Semivermilia crenata* (O. G. Costa, 1861)

*Serpula cavernicola* Fassari & Mollica, 1991

*Serpula concharum* Langerhans, 1880

*Serpula lobiancoi* Rioja, 1917

*Serpula vermicularis* Linnaeus, 1767

*Spiraserpula massiliensis* (Zibrowius, 1968)

*Spirobranchus polytrema* (Philippi, 1844)

*Vermiliopsis labiata* (O. G. Costa, 1861)  
*Vermiliopsis infundibulum* (Philippi, 1844)  
*Vermiliopsis monodiscus* Zibrowius, 1968

### **Molluscs**

*Lima lima* (Linnaeus, 1758)  
*Lithophaga lithophaga* (Linnaeus, 1758) \*  
*Luria lurida* (Linnaeus, 1758) \*  
*Neopycnodonte cochlear* (Poli, 1795)  
*Peltodoris atromaculata* Bergh, 1880  
*Rocellaria dubia* Pennant, 1777

### **Bryozoans**

*Adeonella calveti* (Canu & Bassler, 1930) –  
mainly in the Western Mediterranean  
*Adeonella pallasii* (Heller, 1867) – endemic to  
the Eastern Mediterranean  
*Celleporina caminata* (Waters, 1879)  
*Corbulella maderensis* (Waters, 1898)  
*Crassimarginatella solidula* (Hincks, 1860)  
*Hippaliosina depressa* (Busk, 1854) – more  
common in the Eastern Mediterranean  
*Myriapora truncata* (Pallas, 1766)  
*Onychocella marioni* (Jullien, 1882)  
*Puellina* spp.  
*Reteporella* spp.  
*Schizomavella* spp.  
*Schizotheca* spp.  
*Turbicellepora* spp.

### **Brachiopods**

*Argyrotheca cistellula* (Wood, 1841)  
*Argyrotheca cuneata* (Risso, 1826)  
*Joania cordata* (Risso, 1826)

*Megathiris detruncata* (Gmelin, 1791)  
*Novocrania anomala* (O.F. Müller, 1776)  
*Tethyrhynchia mediterranea* Logan &  
Zibrowius, 1994

### **Echinoderms**

*Amphipholis squamata* (Delle Chiaje, 1828)  
*Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758)  
*Centrostephanus longispinus* (Philippi, 1845) \*  
*Hacelia attenuata* Gray, 1840  
*Holothuria* spp.  
*Marthasterias glacialis* (Linnaeus, 1758)  
*Ophioderma longicauda* (Bruzellius, 1805)  
*Ophiothrix fragilis* (Abildgaard in O.F. Müller,  
1789)  
*Paracentrotus lividus* (de Lamarck, 1816)

### **Ascidians**

*Cystodytes dellechiajei* (Della Valle, 1877)  
*Didemnum* spp.  
*Aplidium* spp.  
*Halocynthia papillosa* (Linnaeus, 1767)  
*Microcosmus* spp.  
*Pyura* spp.

### **Pisces**

*Apogon imberbis* (Linnaeus, 1758)  
*Conger conger* (Linnaeus, 1758)  
*Corcyrogobius liechtensteini* (Kolombatovic,  
1891)  
*Didogobius splechnai* Ahnelt & Patzner, 1995  
*Gammogobius steinitzi* Bath, 1971  
*Gobius* spp.  
*Grammonus ater* (Risso, 1810)  
*Parablennius* spp.

*Phycis phycis* (Linnaeus, 1766)

*Sciaena umbra* Linnaeus, 1758

*Scorpaena maderensis* Valenciennes, 1833 –  
more common in the Eastern  
Mediterranean

*Scorpaena notata* Rafinesque, 1810

*Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758

*Scorpaena scrofa* Linnaeus, 1758

*Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758)

*Serranus scriba* (Linnaeus, 1758)

*Thorogobius ephippiatus* (Lowe, 1839)