



NATIONS
UNIES

EP

UNEP/MED WG.467/16



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

8 août 2019

Français

Originale : anglais

7^{ème} réunion de Groupe de coordination de l'approche écosystémique

Athènes, Grèce, 9 septembre 2019

Point 8 de l'ordre du jour : Protocoles de surveillance des indicateurs communs de l'IMAP adressant la pollution et orientation en matière de surveillance concernant les indicateurs communs de l'IMAP adressant la biodiversité et les espèces non-indigènes

Les protocoles de surveillance des indicateurs communs de l'IMAP relatifs à la biodiversité et les espèces non indigènes

Pour des raisons de coût et de protection de l'environnement, le tirage du présent document a été restreint. Il est aimablement demandé aux délégations d'apporter leur copie de ce document aux réunions et de s'abstenir de demander des copies supplémentaires.

Note du secrétariat

La 19^e Réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (CdP 19) a approuvé le Programme de surveillance et d'évaluation intégrées de la mer et des côtes méditerranéennes et critères d'évaluation connexes (IMAP) qui établissent, dans sa décision IG.22/7, une liste spécifique de 27 indicateurs communs (IC) et objectifs et principes du bon état écologique (BEE) d'un Programme de Surveillance et d'Evaluation intégrées en Méditerranée.

La liste des indicateurs communs convenus relatifs à la composante biodiversité et espèces non indigènes comprend en particulier :

1. indicateur commun 1 : Aire de répartition de l'habitat (OE1) pour considérer également l'étendue de l'habitat comme un attribut pertinent ;
2. indicateur commun 2 : État des espèces et des communautés caractéristiques de l'habitat (OE1) ;
3. indicateur commun 3 : Aire de répartition des espèces (OE1) liée aux mammifères marins, aux oiseaux marins, aux reptiles marins) ;
4. indicateur commun 4 : Abondance des populations d'espèces sélectionnées (OE1, liées aux mammifères marins, oiseaux de mer, reptiles marins) ;
5. indicateur commun 5 : Caractéristiques démographiques de la population (OE1, p. ex. taille corporelle ou structure des classes d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité des mammifères marins, des oiseaux marins, des reptiles marins) ;
6. indicateur commun 6 : Tendances en matière d'abondance, d'occurrence temporelle et de distribution spatiale des espèces non indigènes, en particulier des espèces non indigènes envahissantes, notamment dans les zones à risque (OE2, par rapport aux principaux vecteurs et voies de propagation de ces espèces) ;

Au cours de la phase initiale de mise en œuvre de l'IMAP (2016-2019), les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont mis à jour les programmes nationaux de surveillance et d'évaluation existants conformément aux exigences de la Décision afin de fournir toutes les données nécessaires pour évaluer si le « Bon Etat Ecologique » défini par le processus de l'approche écosystémique a été atteint ou maintenu.

La Décision IG.23/6 sur le QSR MED 2017 (CdP 20, Tirana, Albanie, 17-20 décembre 2017) a approuvé, comme orientations générales en vue du succès du Rapport 2023 sur l'état de la qualité de la Méditerranée (MED QSR 2023), les principales recommandations suivantes :

- (i) l'harmonisation et la normalisation des méthodes de surveillance et d'évaluation ;
- (ii) l'amélioration de la disponibilité et la garantie de longues séries chronologiques de données de qualité permettant de suivre l'évolution de l'état du milieu marin ;
- (iii) l'amélioration de la disponibilité des ensembles de données synchronisées pour l'évaluation de l'état du milieu marin, dont l'utilisation des données stockées dans d'autres bases de données auxquelles certains des pays méditerranéens contribuent régulièrement ;
et
- (iv) l'amélioration de l'accessibilité des données en vue d'améliorer les connaissances sur le milieu marin méditerranéen et de veiller à ce que le système Info-MAP soit opérationnel et constamment mis à niveau, afin de permettre la soumission de données pour tous les indicateurs communs de l'IMAP.

Le présent document décrit les lignes directrices de surveillance des indicateurs communs 1 et 2 convenus relatifs aux habitats marins, les indicateurs communs 3, 4 et 5 relatifs aux mammifères marins, tortues marines et oiseaux marins et l'indicateur commun 6 relatif aux espèces non indigènes. Ces lignes directrices ont été discutées et examinées par les réunions du Groupe de correspondance sur la surveillance (CORMON), biodiversité et pêche (Marseille, France, 12-13 février 2019 et Rome, 21 mai 2019) et la 14^e réunion thématique des Points focaux ASP/DB (Portoroz, Slovénie, 18-21 juin 2019). Tous les commentaires et suggestions reçus des Parties contractantes ont été pris en considération et inclus dans cette version du document.

Ce document est soumis à la 7^e réunion du Groupe de coordination de l'approche écosystémique (Athènes, Grèce, 9 septembre 2019) pour information et approbation finale.

Table de matières

A. <u>Lignes directrices pour la surveillance des cétacés en Méditerranée</u>	1
B. <u>Lignes directrices pour la surveillance du phoque moine de Méditerranée</u>	45
C. <u>Lignes directrices pour la surveillance des oiseaux marins</u>	63
D. <u>Lignes directrices pour la surveillance des tortues marines</u>	83
E. <u>Lignes directrices pour la surveillance des espèces non indigènes</u>	120
F. <u>Lignes directrices pour la surveillance des habitats benthiques marins</u>	134

A. Lignes directrices pour la surveillance des cétacés en Méditerranée

Table de matière

1. Introduction.....	
1.1. Arrière-plan.....	
1.2. Objectif du présent document.....	
1.3. Indicateurs 3, 4, 5.....	
2. Espèces concernées.....	
3. Méthodes de surveillance	
3.1. Tableaux de synthèse.....	
3.2. Considérations générales.....	
3.2.1. Considérations scientifiques relatives à l'échantillonnage et l'analyse.....	
3.2.2. Complémentarité des méthodes de surveillance	
3.2.3. Personnel formé et qualifié	
3.3. Méthodes de surveillance standard d'animaux vivants.....	
3.3.1. Méthode de surveillance visuelle	
3.3.2. Surveillance acoustique passive (SAP)	
3.3.3. Surveillance basée sur le suivi focal d'individus	
3.4. Surveillance standard d'animaux échoués et de prises accidentelles.....	
3.4.1. Échouage.....	
3.4.2. Prises accidentelles.....	
3.5. Nouvelles technologies de surveillance.....	
3.5.1. Véhicules sous-marins aériens sans pilote	
3.5.2. Photos et vidéos.....	
4. Conclusion.....	
5. Références.....	

Liste des tableaux

Tableau 1 - Synthèse énumérant les différentes méthodes de surveillance des cétacés recommandées pour renseigner les indicateurs du processus IMAP par espèce de cétacés.....	8
Tableau 2 - Synthèse des différentes méthodes de surveillance des cétacés concernant les indicateurs du processus IMAP auxquels elles peuvent contribuer, le délai d'obtention des résultats, les types de résultats, leur coût, le niveau des contraintes associées, leurs limitations ou biais et une indication sur la compatibilité entre les méthodes.....	10
Tableau 3 - Synthèse des différentes méthodes de surveillance des cétacés sur les ressources matérielles et humaines impliquées, une indication sur le stockage des données et le temps nécessaires pour traiter les analyses, et le niveau de compétences requises (+ = low, +++ = high).....	13
Tableau 4 – Caractéristiques des méthodes de surveillance des cétacés par rapport aux indicateurs 3, 4 et 5 du processus IMAP.....	16
Tableau 5 - Compatibilité avec la surveillance d'autres espèces pour les indicateurs 3, 4 et 5 (X : méthodes compatibles avec les autres espèces, 0 : méthode non compatible avec d'autres espèces	17

1. Introduction

1.1. Arrière-plan

1. Les Parties contractantes à la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée (Convention de Barcelone) ont adopté l'approche écosystémique (EcAp) en janvier 2008. Cette stratégie permet de prendre en compte tous les aspects de l'écosystème marin. Elle comprend une gestion des ressources côtières, marines et vivantes qui favorise la conservation et l'utilisation durable d'une manière équitable, afin de respecter les interactions à l'œuvre au sein des écosystèmes. En effet, elle reconnaît les systèmes écologiques comme un riche mélange d'éléments qui interagissent continuellement les uns avec les autres. Ce processus vise à atteindre le bon état écologique (BEE) par des décisions de gestion éclairées, fondées sur une évaluation quantitative intégrée et la surveillance du milieu marin et côtier de la Méditerranée. EcAp est aussi un moyen de prendre des décisions afin de gérer durablement les activités humaines. Elle reconnaît que les activités humaines affectent à la fois l'écosystème et en dépendent.

2. En février 2016, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont également adopté un Programme intégré de surveillance et d'évaluation et les critères d'évaluation correspondants (IMAP). Le présent texte décrit la stratégie, les thèmes et les produits que les Parties contractantes sont tenues de fournir au cours de la deuxième phase de la mise en œuvre du programme EcAp (2016-2021). L'objectif principal de l'IMAP est de construire et de mettre en œuvre un système régional de surveillance rassemblant des données et des informations fiables et actualisées sur l'environnement marin et côtier méditerranéen. Les pays méditerranéens se sont engagés à suivre et à rendre compte de 23 indicateurs communs, articulés autour de 11 objectifs écologiques et couvrant des thèmes liés à la pollution, aux déchets marins, à la biodiversité, aux espèces non indigènes, aux cotes et à l'hydrographie.

3. L'un des onze objectifs écologiques est « La biodiversité est maintenue ou améliorée » (EO1). Trois facteurs déterminants sont utilisés pour quantifier le niveau de conservation :

1. aucune perte supplémentaire de diversité au sein des espèces, entre espèces et entre habitats/communautés et écosystèmes à des échelles écologiquement pertinentes ;
2. lorsque les conditions intrinsèques le permettent, tous les attributs détériorés de la diversité biologique sont rétablis et maintenus à des niveaux équivalents ou supérieurs aux niveaux cibles ;
3. là où l'utilisation du milieu marin est durable.

1.2. Objectif

4. Ces lignes directrices visent à aider les gestionnaires et les décideurs à comprendre et à mettre en œuvre une stratégie de surveillance à long terme des cétacés, en décidant quel type de méthode choisir aux niveaux régional et national pour répondre aux indicateurs 3, 4 et 5. Ce document vise à présenter une vue d'ensemble des méthodes, avec les principaux avantages et inconvénients, les ressources humaines et le matériel requis afin de mieux estimer les investissements nécessaires ainsi que d'autres aspects pratiques. Pour plus de détails sur une méthode spécifique, veuillez consulter les références bibliographiques.

5. Il existe de nombreux articles scientifiques, ou lignes directrices, sur le sujet et sur toutes les méthodes reconnues comme standard. Certains expliquent en détail les étapes de la mise en œuvre, le contexte scientifique, soulignent également les avantages et les inconvénients. Une liste de certains de ces documents se trouve à la fin du présent document et devrait être considérée pour plus de détails.

6. Ce document se concentre davantage sur les techniques de collecte de données en mer que sur les analyses qui en découlent. Il faut garder à l'esprit que les analyses nécessitent le temps et les compétences d'un expert et qu'elles impliquent un certain coût pour être correctement réalisées. De nombreux modèles et types d'analyses existent et sont décrits en détail dans de nombreux articles scientifiques. Ce qu'il faut souligner, c'est que des analyses performantes ne peuvent être menées qu'avec des données fiables recueillies de manière standardisée et reconnue. Ainsi, pour être sûr que les données seront utiles, comparables et utilisées, la décision et la mise en œuvre de méthodes rigoureuses devraient constituer la première étape, en suivant les méthodes de surveillance standard décrites ici.

1.3. Indicateurs 3, 4, 5

7. Dans le contexte de la Convention de Barcelone, un indicateur commun est un indicateur qui résume les données en une valeur simple, normalisée et communicable. Il est en mesure de donner une indication du degré de menace ou de changement affectant l'écosystème marin et peut fournir des informations précieuses aux décideurs.

8. Parmi les cinq indicateurs communs relatifs à la biodiversité (EO1) fixés par l'IMAP, trois concernent les mammifères marins :

- Indicateur 3 - Aires de répartition des espèces

Cet indicateur vise à fournir des informations sur la zone géographique hébergeant des espèces de mammifères marins. Il est destiné à refléter l'aire de répartition des espèces de cétacés présents dans les eaux méditerranéennes, avec un accent particulier sur les espèces sélectionnées par les Parties. Les principaux résultats de la surveillance au titre de cet indicateur seront des cartes de présence, de répartition et d'occurrence des espèces. L'analyse qui en résulte peut également mener à l'identification d'habitats importants, voire principaux pour l'espèce. L'objectif est de détecter tout changement important dans la répartition des cétacés.

- Indicateur 4 - Abondance de la population d'espèces sélectionnées

Les cétacés étant très mobiles et généralement distribués sur de vastes zones, cet indicateur se réfère de préférence à une abondance définie par zone d'espèces sélectionnées (au sein d'une zone spécifique pendant un laps de temps donné). L'analyse qui en résultera fournira des indications sur l'abondance absolue, des cartes de densité ou des indices d'abondance. L'objectif est de détecter tout changement important dans ces indicateurs. Les méthodes d'estimation de la densité et de l'abondance sont généralement spécifiques à une espèce, et les caractéristiques écologiques d'une espèce cible doivent être soigneusement prises en compte lors de la planification d'une campagne de recherche. La principale limitation de la mise en œuvre de la méthode de surveillance est liée à la représentativité des résultats par rapport à la population concernée. Il faut par conséquent d'abord définir quelle population est ciblée.

- Indicateur 5 - Caractéristiques démographiques de la population (p. ex. taille corporelle ou structure des classes d'âge, rapport des sexes, taux de fécondité, taux de survie/mortalité)

Cet indicateur devait tenir compte de paramètres démographiques tels que la répartition par âge, l'âge à la maturité sexuelle, le sex-ratio et les taux de natalité (fécondité) et de mortalité (mortalité). Ces données sont particulièrement difficiles à obtenir et à suivre pour les mammifères marins, mais il est important de les recueillir et de les analyser. Les efforts de surveillance devraient viser à recueillir des séries de données à long terme couvrant les divers stades de vie des espèces sélectionnées. Cela impliquerait la participation de plusieurs équipes utilisant des méthodologies standard et couvrant des sites d'importance particulière pour les étapes clés du cycle de vie des espèces cibles. Les résultats sont exprimés en chiffres ou en taux. L'objectif est de détecter tout changement important dans ces chiffres ou taux. L'une des principales limitations de la mise en œuvre de la méthode de surveillance est liée à la représentativité des résultats par rapport à la population concernée. Il faut par conséquent d'abord définir quelle population est ciblée.

2. Espèces concernées

9. L'IMAP fixe une liste de référence des espèces et des habitats à surveiller. Parmi les onze espèces considérées comme régulièrement présentes en Méditerranée, huit espèces de cétacés ont été sélectionnées, réparties en trois groupes fonctionnels différents :

- Baleines à fanons : rorqual commun (*Balaenoptera physalus*)
- Grands cétacés plongeurs profonds : cachalot (*Physeter macrocephalus*), baleine à bec de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), globicéphale noir (*Globicephala melas*) et dauphin de Risso (*Grampus griseus*),
- Autres espèces de cétacés à dents : dauphin commun (*Delphinus delphis*), dauphin bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba*) et grand dauphin (*Tursiops truncatus*).

L'IMAP recommande d'effectuer la surveillance et l'évaluation des indicateurs communs de cette sélection des espèces représentatives de cétacés. Cependant, trois autres espèces rares de cétacés se produisent en Méditerranée : le marsouin (*Phocoena phocoena*), sténo (*Steno bredanensis*), et l'orque (*Orcinus orca*).

10. La décision de surveiller des espèces supplémentaires parmi celles-ci ne devrait pas entraver la surveillance de l'ensemble d'espèces standard, car celles-ci sont surveillées à une échelle plus large (par exemple, toute la région méditerranéenne), et les données qui seront obtenues à l'échelle nationale ou locale ajouteront un élément supplémentaire très grande valeur.

11. La surveillance est nécessaire sur une échelle cohérente pour chaque population étudiée. Lors de la mise à jour de leurs programmes nationaux de surveillance, les Parties contractantes devront s'efforcer d'identifier la liste des espèces et si possible, population à prendre en considération. Le choix devra tenir compte de la spécificité de leur environnement marin et de leur biodiversité, ainsi que du nombre d'animaux présents dans les eaux des Parties contractantes et de leur nombre par rapport à la taille totale de la population pour justifier la surveillance d'un ou plusieurs indicateurs.

3. Méthodes de surveillance

12. Avant de s'engager dans un programme de surveillance, le plus important est d'identifier l'objectif, de déterminer le ou les indicateurs appropriés en principe, puis de déterminer précisément quelles informations peuvent être obtenues et quelles sont les limitations. Une analyse coûts-avantages des différentes options disponibles devrait ensuite être effectuée. Le type de plateforme, le niveau de sophistication de l'enquête et la méthode de détection doivent être pris en compte dans chaque cas, et les solutions les plus appropriées doivent être identifiées en fonction de la capacité de l'indicateur à permettre de détecter avec précision d'éventuels changements moyennant certains niveaux d'effort (taille des échantillons).

13. Ainsi, au moment de décider de la méthode de surveillance à mettre en œuvre, il est important d'examiner plusieurs questions, qui seront synthétisées dans différents tableaux pour obtenir un premier aperçu global. Une réflexion d'ordre général permettra de donner quelques conseils sur l'unification des protocoles de collecte des données et des exigences statistiques en matière de données et d'échantillons, ainsi que sur la complémentarité des méthodes à différentes échelles spatiales et temporelles, car aucune méthode unique ne sera suffisante pour surveiller tous les paramètres et toutes les espèces. Les autres chapitres présenteront les différentes méthodologies de manière plus détaillée.

14. Les méthodes d'estimation de la densité et de l'abondance sont généralement spécifiques à une espèce, et les caractéristiques écologiques d'une espèce cible doivent être soigneusement prises en compte lors de la planification d'une campagne de recherche. En outre, les cétacés n'ayant pas de frontières et leur conservation devrait être envisagée au niveau méditerranéen, il est recommandé de promouvoir la mise en œuvre d'une surveillance transnationale et coordonnée de manière standard.

3.1. Tableaux de synthèse

15. Quatre tableaux synthétisent les principales informations nécessaires à la prise de décision sur la ou les méthodes à mettre en œuvre pour renseigner les indicateurs 3, 4 et 5 de l'EO1 du processus IMAP :

- quelle méthode fournira des données utiles pour renseigner quel indicateur, en fonction de l'espèce ou des espèces cibles et de ses caractéristiques. Ceci est présenté de manière synthétique dans le Tableau 1 pour une vue d'ensemble ;

- selon la méthode choisie, des indications sont présentées concernant le délai d'obtention des résultats, le coût associé, la difficulté de mise en œuvre de la méthode, les contraintes et limites associées et enfin la compatibilité avec d'autres méthodes (dans une optique d'optimisation du temps et des ressources, car plusieurs méthodes peuvent être utilisées en parallèle sur la même plateforme pendant les mêmes campagnes). En outre, une colonne présente les métriques pouvant être obtenues par la méthode.

-Ces indications sont regroupées en Tableau 2 selon la méthode choisie, quels seront les investissements nécessaires en termes de ressources matérielles et humaines (Tableau 3).

-En outre, certaines indications sont présentées concernant le volume de stockage de données et le temps consacré au traitement de l'analyse en fonction du niveau pour lequel ils sont conçus, de la population ou des individus, et de l'échelle spatiale à laquelle ils correspondent le mieux (petite ou grande surface) Dans le Tableau 4, chaque méthode a été conçue pour recueillir des données afin de répondre à une question à l'un des niveaux et échelles spatiales, tandis que certaines adaptations peuvent être faites pour prendre en compte d'autres niveaux et échelles spatiales. En outre, certaines méthodes sont conçues pour des zones de très grande surface, et la plateforme devra se déplacer à l'intérieur de ces vastes zones. Cependant, certaines méthodes, en particulier celle basée sur les individus, seront mises en œuvre dans de petites zones et peuvent fournir des informations sur de grandes zones de deux manières : si la mise en œuvre se fait en plusieurs endroits et s'inscrit dans le cadre d'un réseau (p. ex. échouages, photo-identification), ou par la nature du paramètre étudié, qui peut être extrapolé dans une zone plus étendue si suffisamment d'échantillons sont disponibles (statut de reproduction, génétique, télémétrie).

16. Enfin, comme le travail en mer peut s'avérer coûteux et que l'environnement marin et le processus IMAP concernent également d'autres espèces marines, le Tableau 5 présente les méthodes de surveillance des cétacés et leur compatibilité avec la surveillance des autres espèces marines.

Tableau 1 - Synthèse énumérant les différentes méthodes de surveillance des cétacés recommandées pour renseigner les indicateurs du processus IMAP par espèce de cétacés (légende : texte en gras = méthode la plus adaptée ; entre parenthèses (méthode moins adaptée, mais pouvant donner des informations intéressantes) et entre parenthèses et en italique (*indication des limites*)). Pour la définition des méthodes, voir les autres chapitres du document.

	Baleines à fanons	Grands cétacés plongeurs profonds				Autres espèces à dents		
	rorqual commun (<i>Balaenoptera physalus</i>)	cachalot (<i>Physeter macrocephalus</i>)	baleine à bec de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i>)	glocicéphale noir (<i>Globicephala melas</i>)	dauphin de Risso (<i>Grampus griseus</i>) s'applique également à l'orque (<i>Orcinus orca</i>)	grand dauphin commun (<i>Tursiops truncatus</i>) s'applique également à sténo (<i>Steno bredanensis</i>),	dauphin rayé (<i>Stenella coeruleoalba</i>) s'applique également au marsouin (<i>Phocoena phocoena</i>),	dauphin commun à bec court (<i>Delphinus delphis</i>) s'applique également au marsouin (<i>Phocoena phocoena</i>),
INDICATEUR 3, aire de répartition des espèces	Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Télémétrie Transect de ligne par détection acoustique (ou point fixe) (<i>présence/absence</i>) Méthode terrestre (<i>localement</i>)	Transect de ligne « distance sampling » par bateau associé à un transect de ligne par détection acoustique Photo-identification Télémétrie (Transect de ligne par avion)	Transect de ligne « distance sampling » par bateau associé à un transect de ligne par détection acoustique Télémétrie et point fixe acoustique Photo-identification (Transect de ligne par avion)	Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Transect de ligne par détection acoustique (ou point fixe) (<i>présence/absence</i>)	Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Photo-identification Transect de ligne par détection acoustique (ou point fixe) (<i>présence/absence</i>)	Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Photo-identification Transect de ligne par détection acoustique (ou point fixe) (<i>présence/absence</i>) Méthode terrestre (<i>localement</i>)	Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Transect de ligne par détection acoustique (ou point fixe) (<i>présence/absence</i>)	Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Transect de ligne par détection acoustique (ou point fixe) (<i>présence/absence</i>)

<p>INDICATEUR 4, abondance de la population d'une espèce</p>	<p>Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Transect de ligne par détection acoustique (<i>indices d'abondance relative</i>) Photo-identification</p>	<p>Transect de ligne « distance sampling » par bateau associé à un transect de ligne par détection acoustique Photo-identification</p>	<p>Transect de ligne « distance sampling » par bateau associé à un transect de ligne par détection acoustique Photo-identification</p>	<p>Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Transect de ligne par détection acoustique (<i>indices d'abondance relative</i>)</p>	<p>Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Photo-identification Transect de ligne par détection acoustique (<i>indices d'abondance relative</i>)</p>	<p>Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Photo-identification Transect de ligne par détection acoustique (<i>indices d'abondance relative</i>)</p>	<p>Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Transect de ligne par détection acoustique (<i>indices d'abondance relative</i>)</p>	<p>Transect de ligne « distance sampling » par bateau ou par avion Transect de ligne par détection acoustique (<i>indices d'abondance relative</i>)</p>
<p>INDICATEUR 5, Caractéristiques démographiques de la population</p>	<p>Biopsie Échouages Prises accidentelles</p>	<p>Biopsie Échouages Prises accidentelles Photo-identification</p>	<p>Biopsie Échouages Prises accidentelles Photo-identification</p>	<p>Biopsie Échouages Prises accidentelles Photo-identification</p>	<p>Biopsie Échouages Prises accidentelles Photo-identification</p>	<p>Biopsie Échouages Prises accidentelles Photo-identification</p>	<p>Biopsie Échouages Prises accidentelles</p>	<p>Biopsie Échouages Prises accidentelles</p>

Tableau 2- Synthèse des différentes méthodes de surveillance des cétacés concernant les indicateurs du processus IMAP auxquels elles peuvent contribuer, le délai d'obtention des résultats, le type de résultats leur coût, le niveau des contraintes associées, leurs limitations ou biais et une indication sur la compatibilité entre les méthodes. + = faible, +++ = élevé.

Méthode	Indicateur	Type de résultats	Rapidité des résultats	Compatibilité avec d'autres méthodes	Coûts	Contraintes	Limites
Transect de ligne « distance sampling » par bateau	3- Aire de répartition 4- Abondance	3- Aire de répartition : présence/absence, distribution spatiale et temporelle, densité relative 4- abondance absolue et relative, densité	Court terme	Transect de ligne par détection acoustique (Parfois photo-identification en cas d'approche)	++++	+++	Biais dû aux mouvements de réaction des animaux ; la détectabilité doit être évaluée,
Transect de ligne « distance sampling » par avion	3- Aire de répartition 4- Abondance	3- Aire de répartition : présence/absence, distribution spatiale et temporelle, densité relative 4- abondance absolue et relative, densité	Court terme		++++	++++	Pour les espèces plongeantes profondément, le nombre d'observations sera trop faible pour donner des résultats fiables.
Photo-identification	3- Aire de répartition 4- Abondance 5- Caractéristiques démographiques	3- Aire de répartition : présence/absence, distribution spatiale et temporelle, densité relative 4- abondance absolue et relative, densité 5- Caractéristiques démographiques : Comportement variant, tendance de migration, taille du corps, la structure de classe d'âge, sexe ratio, taux de fécondité, taux de survie et mortalité	Peut être effectué à moyen terme, mais est beaucoup plus fiable à long terme	biopsie et télémétrie (parfois transect de ligne par bateau, en fonction du mode d'approche)	++	++	Ne s'applique qu'aux espèces présentant des marques naturelles individuelles identifiables durables.
Méthode terrestre	3- Aire de répartition 4- Abondance	3- Aire de répartition : présence/absence,	Court et long terme	point fixe acoustique,	+	+	Limitée aux zones de détection restreintes et aux paysages côtiers appropriés.

Méthode	Indicateur	Type de résultats	Rapidité des résultats	Compatibilité avec d'autres méthodes	Coûts	Contraintes	Limites
Transect de ligne par détection acoustique		distribution temporelle localement 4- abondance : indices de l'abondance relative		(photo-identification en fonction des conditions)			
	3- Aire de répartition 4- Abondance	3- Aire de répartition : présence/absence, distribution spatiale et temporelle, densité relative 4- abondance absolue et relative, densité	Court terme	Transect de ligne visuel	+++	+++	Limité aux espèces produisant des vocalises.
Point fixe acoustique	3- Aire de répartition 4- Abondance	3- Aire de répartition : indice d'occurrence 4- abondance absolue et relative, densité	Court terme	méthode terrestre (en cas de proximité à la côte)	++	+	Limité aux espèces produisant des vocalises. Faible résolution spatiale ou besoin d'un réseau de plusieurs hydrophones, et problèmes logistiques de déploiement.
Télémetrie	3- Aire de répartition	3- Aire de répartition : distribution spatiale et temporelle,	Court terme Long terme	biopsie et photo-identification	+++	++++	Ne permet que de petits échantillons, ce qui entraîne beaucoup de variations interindividuelles. Invasive.
Biopsie	5- Caractéristiques démographiques	5- Caractéristiques démographiques : Sexe-ratio, taux de fécondité	Long terme	photo-identification, télémetrie	++	+++	Méthode invasive. Nécessite un échantillon de grande taille.
Échouages	3- Aire de répartition (4- Abondance) 5- Caractéristiques démographiques	3-Aire de répartition : indice d'occurrence 4- abondance absolue et relative, densité 5- Caractéristiques démographiques : Taille du corps, la structure de classe d'âge, sexe ratio,	Court et long terme		+	+	Efficace en cas de mise en réseau.

Méthode	Indicateur	Type de résultats	Rapidité des résultats	Compatibilité avec d'autres méthodes	Coûts	Contraintes	Limites
		taux de fécondité, taux de survie et mortalité					
Prises accidentelles	3- Aire de répartition 5- Caractéristiques démographiques	3-Aire de répartition : indice d'occurrence 5- Caractéristiques démographiques : Taille du corps, la structure de classe d'âge, sexe ratio, taux de fécondité, taux de survie et mortalité	Court et long terme		+	+	Efficace si des observateurs spéciaux sont impliqués ou si un programme de reporting bien établi est mis en œuvre par les autorités en charge des pêches
Véhicule autonome sans pilote (drone et sous-marin)	3- Aire de répartition 4- Abondance	3-Aire de répartition : distribution spatiale et temporelle 4- abondance : (Relative, absolue si c'est un transect linéaire)	Court et long terme		++++	+++	Méthode en cours de développement.
Photos et vidéos	3- Aire de répartition 4- Abondance	3-Aire de répartition : indice d'occurrence, distribution spatiale et temporelle 4- abondance : (Relative, absolue si c'est un transect linéaire)	Long terme	transect de ligne par avion	++	+++	Méthode et technique en cours d'essai, pas encore normalisée.

Tableau 3- Synthèse des différentes méthodes de surveillance des cétacés sur les ressources matérielles et humaines impliquées, une indication sur le volume de stockage des données et le temps nécessaires pour traiter les analyses, et le niveau de compétences requises (+ = bas, +++ = haut).

Méthode	Matériel requis Légende des couleurs : en noir, « investissement » ; en orange « opérationnel »	Plateforme	Nombre minimum de personnes nécessaires	Stockage de données (volume)	Traitement et analyse des données (Temps)	Compétences
Transect de ligne “distance sampling” par bateau	<ul style="list-style-type: none"> - jumelles - GPS, montre - instruments pour estimer ou mesurer la distance entre les animaux et le bateau (jumelles réticulaires, bâton de mesure) - formulaires d’observation ou ordinateur - inclinomètres ou taximètres 	Navire dédié (tel qu’un bateau à moteur ou un voilier) ou non dédié (« ligne fixe » telle qu’un ferry ou un navire océanographique)	4	++	++	++
Transect de ligne “distance sampling” par avion	<ul style="list-style-type: none"> - formulaires d’observation -ordinateur avec un logiciel dédié et une personne pour saisir des données en temps réel, et/ou dictaphone - clinomètre - GPS, montre 	Avion petit, à ailes hautes, qui peut voler lentement tout en restant dans les limites de la sécurité, équipé de fenêtres à bulles (pour permettre à l’observateur de regarder en dessous de l’avion) et peut transporter au moins trois personnes (deux observateurs et un enregistreur de données).	3 + pilote	++	++	+++
Photo-identification	<ul style="list-style-type: none"> - formulaires d’observation ou ordinateur ou téléphone portable - GPS, - appareil photo avec objectif 	Navire - une petite embarcation (hors-bord ou Zodiac) avec un pont suffisamment bas pour prendre des photos avec le bon angle.	1 (3)	+++	+++	+

Méthode	Matériel requis Légende des couleurs : en noir, « investissement » ; en orange « opérationnel »	Plateforme	Nombre minimum de personnes nécessaires	Stockage de données (volume)	Traitement et analyse des données (Temps)	Compétences
Méthode terrestre	<ul style="list-style-type: none"> - jumelles ou télescopes - formulaires d'observation ou dictaphone ou ordinateur - montre - théodolite ou inclinomètre à des fins de photogrammétrie - Compas, inclinomètres ou taximètres 	Terre	1 (2)	+	+	++
Transect de ligne par détection acoustique	<ul style="list-style-type: none"> - jumelles - GPS, montre - formulaires d'observation - hydrophone couplé à un amplificateur stéréo - instrument d'enregistrement sonore et source d'énergie 	Navire Quel que soit le type, qui soit capable de tenir une vitesse constante et un cap pour une utilisation en transect. De préférence silencieux.	1 (2)	+++	+++	+++
Point fixe acoustique	<ul style="list-style-type: none"> - jumelles - GPS, montre - formulaires d'observation - hydrophone couplé à un amplificateur stéréo - instrument d'enregistrement sonore et source d'énergie 	Balise, bouée Ou navire	(1)	+++	+++	+
Téléométrie	<ul style="list-style-type: none"> - beacon - arbalète ou longue perche 	Navire	1 (2)	+	++	++
Biopsie	<ul style="list-style-type: none"> - arbalète ou fusil et tiges - matériel de stockage et de nettoyage - congélateur/chambre froide 	Navire - une petite embarcation (hors-bord ou Zodiac) avec un pont suffisamment bas pour prendre des photos avec le bon angle.	1 (2)	+	+++	++ Besoin de compétences spécifiques

Méthode	Matériel requis Légende des couleurs : en noir, « investissement » ; en orange « opérationnel »	Plateforme	Nombre minimum de personnes nécessaires	Stockage de données (volume)	Traitement et analyse des données (Temps)	Compétences
Echouages	<ul style="list-style-type: none"> - formulaires d'échouage - appareil photo - ruban de mesure - kit d'échantillonnage (couteau, cisailles, matériaux d'emballage) - tenue appropriée, gants de sécurité, lunettes de sécurité - congélateurs - solution de fixation telle que formaline, éthanol, DMSO 	Terre	1	+	+	++ Il faut s'assurer qu'un scientifique ou un vétérinaire formé et autorisé s'en chargera
Prises accidentelles	<ul style="list-style-type: none"> - GPS, montre - formulaires d'observation - appareil photo - ruban de mesure - kit d'échantillonnage (couteau, cisailles, matériaux d'emballage) 	Navire	1	++	++	++
Véhicule autonome sans pilote (drone et sous-marin)	- drone ou sous-marin sans pilote	Navire	1 (2)	++	++	+++ Besoin de compétences spécifiques
Photos et vidéos	- appareil photo haute résolution	Avion	(1) + pilote	+++	+++	++

Tableau 4 – Caractéristiques des méthodes de surveillance des cétacés par rapport aux indicateurs 3, 4 et 5 du processus IMAP : à quel niveau ils sont mis en œuvre (population ou individus) et à quelle échelle spatiale ils correspondent le mieux (zone réduite ou étendue). Plus la couleur est foncée, plus les caractéristiques sont adaptées et plus la couleur est claire, plus vous devez adapter cette méthode pour cette zone ou ce niveau. La méthode mise en œuvre sur les individus peut être conçue (réseau, échantillons de grande taille) afin de fournir des résultats au niveau de la population (pour l'indicateur 5). Dans les cellules, on donne une indication du calendrier et de la fréquence des campagnes mettant en œuvre les méthodes décrites à l'échelle spatiale correspondante.

Méthode de surveillance des cétacés	Niveau de la population	Niveau de l'individu	Zone étendue	Zone réduite
Transect de ligne visuel "distance sampling" par bateau dédié			1 ou 2 / 6 ans	Annuel ou saisonnier
Transect de ligne visuel "distance sampling" par avion			1 ou 2 / 6 ans	
Transect de ligne visuel fixe par bateau (ferry ou navire océanographique)			Annuel, saisonnier ou mensuel	
Transect de ligne par détection acoustique			1 ou 2 / 6 ans	Annuel ou saisonnier
<i>Observateurs dédiés sur plateforme opportuniste</i>			Annuel ou saisonnier	Annuel ou saisonnier
Photo-identification	X		(réseau) Annuel ou toutes les x années	Annuel ou saisonnier
Télémetrie				
Biopsie	X			
Méthode terrestre				Annuel ou saisonnier
Point fixe acoustique	X		(réseau)	Annuel ou saisonnier
Échouages	X		(réseau)	Saisonnier, mensuel
Prises accidentelles	X		(réseau)	Saisonnier, mensuel

Tableau 5 - Compatibilité avec la surveillance d'autres espèces pour les indicateurs 3, 4 et 5 (X : méthode compatible avec d'autres, 0 : méthodes non compatibles avec d'autres espèces)

Méthode de surveillance des cétacés	Oiseaux marins en mer	Tortues en mer	Requins	Autres grands poissons (thons, poissons lune, espadons, raies)	Déchets marins flottants
Transect de ligne "distance sampling" par bateau dédié	X	X	X	X	X
Transect de ligne "distance sampling" par avion dédié	X	X	X	X	X
Transect de ligne fixe par bateau "distance sampling" (ferry ou navire océanographique)	X	X	X	X	X
Observateurs dédiés sur plateforme opportuniste (transect de ligne)	X	X	X	X	X
Études de photo-identification	X	X	X	X	X
Méthode terrestre	X	0	0	0	0
Transect de ligne par détection acoustique	0	0	0	0	0
Point fixe acoustique	0	0	0	0	0
Télémetrie	X	X	X	X	0
Biopsie	X	X	X	X	0
Échouages	0	0	X	X	0
Prises accidentelles	X	X	X	X	X

3.2. Considérations générales

3.2.1. Considérations scientifiques relatives à l'échantillonnage et l'analyse

17. Pour s'assurer que la méthode choisie et la conception de l'étude seront en mesure de fournir des données permettant de répondre à la question posée avec un niveau de précision utile, une analyse de puissance devrait être effectuée. Si des données sont déjà disponibles, il est utile de les utiliser au cours de cette étape. Et l'analyse de puissance aide à indiquer la capacité de la procédure statistique et des données disponibles ou prévues à révéler un certain niveau de changement, c'est-à-dire la capacité de détecter une tendance d'une ampleur donnée. Concrètement, l'analyse de puissance aidera à planifier des études pour calculer la taille de l'échantillon nécessaire (p. ex. la durée de la série chronologique des estimations d'abondance) ou le coefficient de variation (CV) de ces estimations.

18. L'utilisation de logiciels existants, tels que « TRENDS » (disponible gratuitement à l'adresse (<https://swfsc.noaa.gov/textblock.aspx?Division=PRD&ParentMenuId=228&id=4740>)) est d'une grande aide dans ce processus. Mais comme les espèces de cétacés sont très mobiles et réparties sur de vastes zones, ce qui rend difficile la couverture de l'ensemble d'une population ou de son aire de répartition, une autre méthode pour accroître la puissance de détection des tendances consiste à concevoir un plan d'étude de site localisé. Ce site vise à maximiser la précision en se concentrant sur une plus petite zone à couvrir et en augmentant les efforts réalisés dans la zone choisie. La plus petite zone peut correspondre à une partie représentative de l'aire de répartition du stock ou à un stock identifié à une plus petite échelle spatiale comme étant une population démographiquement indépendante. Enfin, l'une des méthodes les plus courantes pour accroître notre capacité de détecter les déclinés précipités consiste à augmenter la fréquence des relevés (annuellement par exemple). D'autres méthodes utiles sont testées, davantage au cours de l'analyse, afin de modifier le critère de décision statistique.

19. Bon nombre des méthodes décrites ici s'appuient sur certaines hypothèses (répartition homogène, homogénéité de la capture, détectabilité, etc.), et il convient de faire preuve d'une grande prudence dans le traitement de ces hypothèses depuis le début de l'application. Des données associées devraient être recueillies afin de calculer les facteurs de correction si nécessaire.

3.2.2. Complémentarité des méthodes de surveillance

20. Il y a un intérêt à **mettre en œuvre plusieurs méthodes, car celles-ci peuvent être complémentaires en termes d'échelles spatiales ou temporelles et pour les différentes espèces**. Ceci doit être défini au cas par cas, en fonction des objectifs, des espèces, de la zone et des moyens (ressources humaines, plateforme et fonds). L'objectif de la surveillance des populations de cétacés étant de **détecter les tendances** au cours du temps, il faut alors envisager de choisir une ou plusieurs méthodes et de **planifier des campagnes régulières** afin d'obtenir plusieurs résultats sur une période donnée. Les campagnes dédiées à grande échelle sont souvent plus coûteuses que les campagnes non dédiées ou les campagnes à petite échelle. Par exemple :

- **un transect de ligne visuel « distance sampling » à grande échelle dédié** (sur l'ensemble des eaux sous juridiction nationale d'un pays au moins, une mer tout entière, l'ensemble des mers) réalisé par bateau ou par avion vous permettra ainsi d'estimer dans une surface l'abondance et la répartition de plusieurs espèces visibles et nombreuses (baleines et delphinidés). En attendant, si la campagne se déroule en bateau, vous pouvez ajouter un hydrophone au navire pour recueillir des données **acoustiques passives** sur l'abondance, la distribution et la présence/absence d'espèces de plongeurs profonds (cachalot, Ziphiidae) et/ou acquérir des données pour corriger le biais de disponibilité pour les espèces des cétacés plongeurs profonds. Ces campagnes dédiées à grande échelle étant très coûteuses, elles sont rarement mises en œuvre plus d'une ou deux fois par décennie.

- En parallèle, des **transects de ligne non dédiés par bateau ou par avion** devraient être mis en place pour obtenir des données et des résultats sur une base annuelle (avec un ou deux échantillons par an pour les campagnes océanographiques, voire un échantillon par mois pour les ferries). Ceci permettra d'appréhender la variabilité interannuelle (année d'abondance typique, forte ou faible) et de corriger les résultats du relevé dédié à grande échelle l'année de sa réalisation.

- Lorsqu'une **petite zone** importante ou représentative est définie (AMP, zones importantes pour les mammifères marins, etc.), sur la base des résultats de ces grands relevés précédents, vous pouvez mettre en

œuvre des **relevés par transect de ligne « distance sampling » visuel et acoustique dans cette petite zone représentative**. Idéalement, les programmes de surveillance saisonnière devraient être menés à cette échelle (au moins en hiver et en été).

- Enfin, vous pouvez vous concentrer sur certaines espèces et lancer des **programmes de suivi d'individus**, de photo-identification, de biopsie et/ou de télémétrie. Ces méthodes sont très complémentaires des précédentes.

3.2.3. Personnel formé et qualifié

21. Ces méthodes sont rigoureuses et de haute qualité, mettant en œuvre des protocoles standards et conçues pour recevoir des données standards. Par conséquent, les **personnes** qui mettent en œuvre l'une de ces méthodes en mer **devraient être formées pour acquérir les compétences et les connaissances requises** pour le faire correctement. Si nécessaire, les fonds pour la formation doivent être inclus dans les budgets du programme.

3.3. Méthodes de surveillance standard d'animaux vivants

3.3.1. Méthode de surveillance visuelle

22. Pour les relevés visuels, il est important de tenir compte des compétences et de l'expérience des observateurs. L'efficacité et la qualité des observations peuvent varier d'un observateur à l'autre ; par conséquent, la formation est importante pour obtenir des résultats cohérents dans l'identification des espèces, le comptage des individus et la mesure des informations (distance, angle, temps de plongée, etc.). Une formation des observateurs doit être programmée en amont des campagnes de relevés visuels.

3.3.1.1. Méthode du transect de ligne "distance sampling"

23. Dans le transect de ligne « distance sampling », une zone d'étude est définie et étudiée le long d'un plan d'échantillonnage de transects prédéterminés assurant une couverture égale de la zone. La distance perpendiculaire de chaque animal détecté par rapport au transect est mesurée et utilisée pour obtenir une fonction de détection à partir de laquelle une estimation de la largeur effective de la bande qui a été relevée peut-être calculée. L'abondance est ensuite calculée en extrapolant la densité estimée dans les bandes échantillonnées à l'ensemble de la zone de relevé au moyen d'un logiciel dédié. Le nombre calculé est par conséquent une estimation de l'abondance dans une zone définie au moment de l'étude. Les hypothèses relatives à la détectabilité de spécimens et à la perception de l'observateur (biais de disponibilité et de perception) doivent être prises en compte, et diverses méthodes (respectivement les données de télémétrie et les relevés à deux plateformes) ont été élaborées pour y répondre.

24. Cette méthode, soit par bateau, soit par voie avion, est principalement utilisée pour recueillir des données afin de répondre aux questions sur l'abondance et la répartition des cétacés (indicateurs 3 et 4). Lorsque la plateforme est dédiée à la mission de collecte de données sur les cétacés, l'ensemble du processus de mise en œuvre est plus robuste, à savoir la quantité d'efforts à fournir, une probabilité de couverture régulière avec un plan d'échantillonnage dédié, la prise en compte des biais de détectabilité, etc. Lorsque les observateurs montent à bord d'une plateforme non dédiée, la collecte de données risque de ne pas fournir toutes les données nécessaires pour garantir des résultats significatifs et la détection des tendances. Enfin, les observateurs sur des plateformes opportunistes collectent des données complémentaires susceptibles d'être moins robustes pour répondre aux indicateurs. Mais cela doit être évalué au cas par cas dans le cadre d'une étude coût-bénéfice, car dans de nombreux cas, des résultats intéressants peuvent être obtenus à partir des plateformes existantes et l'analyse existe en tenant compte de l'hétérogénéité de l'effort.

3.3.1.1.1. Relevé par bateau dédié

Principe

25. Les relevés systématiques effectués à partir d'un bateau constituent une méthode puissante visant principalement à estimer l'abondance dans une surface et la répartition des espèces de cétacés sur de vastes zones. Le bateau suit un trajet correspondant à un plan d'échantillonnage prédéfini, qui couvre la zone d'étude de manière aussi homogène que possible et enregistre toutes les observations de cétacés. La quantité minimale

d'effort requise pour effectuer l'analyse dépend de la densité des animaux dans la zone d'étude. La quantité d'effort peut être calculée avant de concevoir le plan d'échantillonnage. Souvent, au moins 40 observations d'une espèce sont nécessaires pour obtenir des résultats fiables avec un faible degré d'incertitude en fonction de l'espèce et de la zone étudiée. Pour faire face aux hypothèses (perception, disponibilité et réactivité), des enquêtes à deux plateformes sont souvent mises en œuvre, correspondant à deux équipes différentes d'observateurs travaillant indépendamment l'une de l'autre sur la même. La comparaison de leurs données spécifiques permet de corriger les biais de perception.

Ressources humaines

26. La méthode du transect de ligne exige une pression d'observation continue à 180° à l'avant du navire pendant toutes les heures du jour. Ceci exige qu'au moins deux observateurs formés surveillent en tout temps, et pour permettre le repos et les repas, il faut au moins deux équipes tournant toutes les deux heures. Ainsi, pour une mission de longue durée, il faut un minimum de 4 observateurs formés, la meilleure option étant au moins 3+3, permettant une meilleure couverture et une personne également dédiée à enregistrer les observations et toutes les informations associées. Pour une double plateforme, une équipe supplémentaire de 3 observateurs est donc requise.

Matériel nécessaire

27. Les équipements nécessaires sont :

- Un bateau doté des caractéristiques requises (hauteur adéquate, vitesse...) pour mener à bien la mission pour la durée, la zone d'étude et le protocole de prélèvement souhaités.
- Des jumelles (et pour une double-plateforme, des jumelles de grande précision sur trépied ou autre support).
- Un compas ou taximètre.
- Des instruments pour estimer ou mesurer la distance entre les animaux et le bateau (jumelles réticulaires, caméra vidéo pour la photogrammétrie, bâton de mesure, etc.).
- Des formulaires d'observation et un ordinateur (avec un logiciel dédié pour le stockage de données (navigation et observations)).
- Une montre.
- Un GPS.

Mise en œuvre

28. La première phase est la préparation de la mission, avec la formation des observateurs si nécessaire, la conception du plan d'échantillonnage en fonction des densités de cétacés (si elles sont connues) et des habitats. Toutes les demandes d'autorisations et les aspects logistiques doivent par ailleurs être considérés longtemps à l'avance.

29. L'effort d'échantillonnage doit être connu avec précision, de sorte que le début et la fin soient enregistrés (les heures et positions géographique). Pendant l'échantillonnage, les observateurs scrutent la surface de l'eau à la recherche de cétacés pendant que le navire navigue le long de lignes de transects prédéterminées à une vitesse et un cap constant. La vitesse est fréquemment de 10 nœuds pour les gros navires, mais elle peut être de 6 ou 8 nœuds pour les navires plus petits. Lorsque des cétacés sont aperçus, les observateurs enregistrent des données telles que l'espèce, l'emplacement (latitude et longitude) de la rencontre, le comportement général des animaux, et des estimations du nombre d'individus dans le groupe, mesurer la distance du point d'observation et calculer l'angle de l'arc. Les données d'observation sont ensuite analysées à l'aide de modèles statistiques d'échantillonnage à distance et importées dans un système d'information géographique (SIG) pour une analyse spatiale plus poussée.

30. Cette méthode est fiable lorsque le vent, l'état de la mer et la visibilité sont adéquats pour détecter les petits cétacés, et la limite est souvent placée à une vitesse de vent sur l'échelle de Beaufort inférieur ou égal à 3. En outre, l'état de la mer Douglas (à partir de 4) peut constituer une limitation pour la détection des petits delphinidés.

Ce type de surveillance peut nécessiter certaines procédures d'autorisation selon la zone d'étude (aires protégées, zones transfrontalières).

Avantages

31. Les avantages sont :

- Permet une couverture représentative des zones visitées.
- Différents types de plans d'échantillonnage sont disponibles en fonction des caractéristiques de la zone d'étude et du recensement lui-même. La conception du plan d'échantillonnage peut être réalisée à l'aide du logiciel DISTANCE (<http://www.distancesampling.org>).
- Les protocoles de collecte de données sont standard et largement utilisés ; ils sont testés et améliorés en permanence.
- Les méthodes d'analyse sont également standardisées, testées et constamment améliorées afin de minimiser l'influence des biais potentiels.
- Souvent, de grands navires sont nécessaires pour couvrir de grandes zones (ces navires peuvent rester en mer pendant plusieurs jours et maintenir à la fois leur cap et leur vitesse, quel que soit l'état de la mer, ainsi qu'embarquer suffisamment de personnel pour permettre une rotation entre les équipes d'observateurs et les auxiliaires). Toutefois, cette méthode peut également s'appliquer à de petites zones avec des bateaux plus petits (voiliers, bateaux à moteur).

Limitations

32. Les limitations sont :

- Cette méthode est coûteuse, intensive en main-d'œuvre et se caractérise par une faible couverture spatiale.
-
- Il est difficile de prévoir les déplacements des espèces sensibles avant leur détection (c.-à-d. l'effet d'attraction ou d'évitement du navire), mais ils peuvent générer un biais important dans les estimations d'abondance. Il doit ensuite être testé et calculé lors de l'analyse.
- Théoriquement, un transect linéaire ne doit pas être interrompu : le bateau doit être en mode « passage », c'est-à-dire qu'il ne doit pas s'arrêter ni s'écarter de sa route, ce qui pourrait entraîner des biais potentiels. Par conséquent, l'identification des espèces et le dénombrement d'individus en groupes peuvent parfois être difficiles et sont incompatibles avec la collecte de données auxiliaires, telles que des photographies à des fins de photo-identification et des biopsies. Il peut être possible d'effectuer une partie du plan d'échantillonnage en mode « approche », où des groupes de cétacés facilement identifiables et dénombrables sont approchés en "off effort" avant de reprendre le trajet du transect en "on effort". Dans ce cas, il est important d'estimer le biais introduit dans le protocole par cette manœuvre et de le préserver pour les conditions présentant de réelles difficultés.

3.3.1.1.2. Relevé par avion dédié

Principe

33.

Le transect de ligne par voie aérienne (avion,) est une méthode puissante, visant principalement à évaluer l'abondance et la répartition des espèces marines sur de grandes surfaces ou dans des zones inaccessibles par bateau (zone au large, conditions climatiques difficiles, etc.). La plateforme utilisée dans la plupart des cas est un petit avion avec deux observateurs à bord et un recording de données. L'avion suit la trajectoire d'un plan d'échantillonnage prédéterminé pour couvrir une grande superficie, en fonction de la probabilité de couverture régulière en notant toutes les observations de cétacés.

Ressources humaines

34. Au moins 3 observateurs « aériens » formés doivent constituer l'équipe au sein d'un avion, 2 observateurs et 1 enregistreur de données en temps réel. En cas de double plateforme, deux autres chercheurs sont nécessaires.

Matériel nécessaire

35. Le matériel nécessaire est :

- Petit avion à ailes hautes et à deux moteurs, capable de voler en toute sécurité à 90 nœuds. L'avion doit être équipé de fenêtres à bulles (pour permettre à l'observateur de regarder en dessous de l'avion) et peut transporter au moins trois personnes (deux observateurs et un enregistreur de données) en plus du pilote.
- formulaires d'observation et un ordinateur avec une personne pour saisir les données rapportées par les observateurs en temps réel, ou un dictaphone.
- Deux inclinomètres, un pour chaque observateur.
- Taximètres imprimés
- Un GPS
- Un ordinateur avec des cartes et un logiciel dédié.

Mise en œuvre

36. La première phase est la préparation de la mission, avec la formation des observateurs si nécessaire, la conception du plan d'échantillonnage en fonction des densités de cétacés (si elles sont connues) et des habitats. Toutes les demandes d'autorisations et les aspects logistiques (localisation des aéroports, disponibilité du carburant) doivent par ailleurs être considérés longtemps à l'avance.

37. Le pilote de l'avion est chargé de suivre le plan de vol défini le long des transects prédéterminés. Deux observateurs sont assis aux sièges arrière équipés de fenêtres à bulles à gauche et à droite de l'avion, scrutant l'eau à la recherche de cétacés. Une troisième personne, le navigateur, assis à l'avant sur le siège du copilote, est également responsable du plan de vol, saisissant en temps réel sur un ordinateur portable toutes les données relatives à l'effort d'échantillonnage, aux conditions ambiantes et aux observations pendant le vol. Lorsque les cétacés sont aperçus, les observateurs enregistrent des données telles que l'espèce, la taille estimée du groupe et la déclinaison de l'angle lorsque les animaux sont au travers (angle entre le point d'observation et la ligne verticale entre la surface de la mer et l'avion). Les données d'observation sont ensuite analysées à l'aide de modèles statistiques d'échantillonnage à distance et importées dans un système d'information géographique (SIG) pour une analyse spatiale plus poussée.

38. Ce type de surveillance nécessite de nombreuses procédures d'autorisation spécifiques à l'aviation, en particulier dans les zones transfrontalières, mais aussi en ce qui concerne l'utilisation des aéroports et la disponibilité du carburant.

Avantages

39. Les avantages sont :

- Cette technique est généralement plus efficace que les relevés sur de grandes superficies effectués à partir d'un bateau.
- De grandes zones peuvent être couvertes en peu de temps, et des régions éloignées peuvent être atteintes rapidement et étudiées (bien que la distance dépende de l'autonomie de l'avion).
- Certaines conditions de mer, telles que les vagues, interfèrent beaucoup moins lorsqu'on travaille à partir d'un avion qu'à partir d'un bateau.
- Permettent de détecter les cétacés en temps réel et d'affiner l'identification des espèces et la taille du groupe à l'aide d'une approche circulaire.
- Le problème de réaction des animaux (évitement ou attraction) est généralement inexistant (à compter que l'avion vole assez haut et n'effectue qu'un seul passage).

Limitations

40. Les limitations sont :

- La visibilité doit être excellente (bonnes conditions de mer, ciel dégagé, pas d'éblouissement, etc.),

- Il peut s'avérer difficile d'identifier les espèces, de compter de grandes agrégations de cétacés, simplement de petits delphinidés, en raison de l'altitude et/ou de la vitesse de l'avion, ce qui ne laisse que quelques secondes aux observateurs pour recueillir toutes les données.
- Des images ou des vidéos peuvent aider pour ces points. - Parfois, l'aéronef ne présente pas toutes les caractéristiques appropriées (vol lent, ailes hautes, autonomie suffisante, manque de fuels etc.).
- La collecte de données par voie aérienne est coûteuse, en particulier dans les régions éloignées des aéroports.
- Les relevés aériens sont difficiles à mettre en œuvre sur le plan logistique et entraînent des coûts élevés en raison de la location d'aéronefs et de la dotation en personnel et peuvent être limités par les réglementations aériennes et des considérations de sécurité.
- Cette technique n'est pas la meilleure pour étudier des espèces en plongée profonde comme le cachalot ou la baleine à bec, qui restent longtemps invisibles à la surface ou sous la surface ; néanmoins, les données collectées pour les espèces plongeurs profonds peuvent être corrigées avec les données sur la proportion de temps dans laquelle les animaux ne sont pas visibles.

3.3.1.1.3. Relevé par bateau non dédié ou transect de ligne « distance sampling » fixe par ferry ou par des campagnes régulières de navire océanographique

Principe

41. Les relevés sont effectués le long de transects fixes en ayant recours à des ferries ou des navires océanographiques en tant que plateforme d'observation. Des équipes d'observateurs de mammifères marins (OMM) formés montent à bord d'un ferry qui effectue un trajet presque identique d'un mois à l'autre ou d'un navire océanographique effectuant régulièrement la même étude dans la même zone (par exemple des campagnes nationales annuelles d'évaluation des stocks de petits poissons pélagiques). La collecte de données sur les occurrences de mammifères marins se fait en mode « passage », c'est-à-dire qu'il ne s'arrête pas et ne dévie pas de son parcours. La méthode mise en œuvre est le transect de ligne, et le but de la méthode est de répéter les mêmes transects à long terme.

42. Sur ce type de navire, des données fiables sur la répartition et l'abondance peuvent être recueillies en fonction du type de trajet et de la régularité des passages. Par exemple, dans le sanctuaire marin Pelagos, les ferries circulent presque toute l'année, sur de nombreuses routes traversant une partie de la zone, assurant une bonne couverture temporelle. De plus, les campagnes océanographiques sur les petits stocks de poissons couvrent quant à elles généralement leur zone d'intérêt de manière assez dense. Dans de telles conditions, ces données peuvent être d'un grand intérêt pour répondre aux indicateurs 3 et 4.

Ressources humaines

43. La méthode du transect de ligne exige une pression d'observation continue à 180° à l'avant du navire pendant toutes les heures du jour. Ceci exige qu'au moins deux observateurs formés surveillent en tout temps, et pour permettre le repos et les repas, il faut au moins deux équipes tournant toutes les deux heures. Ainsi, pour une mission de longue durée, il faut un minimum de 4 observateurs formés, la meilleure option étant au moins 3+3, permettant une meilleure couverture et une personne également dédiée à enregistrer les observations et toutes les informations associées.

Matériel nécessaire

44. Le matériel nécessaire est :

- Un ferry suivant un trajet fixe permettant des passages répétés ou navire océanographique mettant en œuvre régulièrement le même modèle (ou un modèle équivalent) dans la même zone
- Des jumelles
- Un compas ou taximètre
- Des instruments pour estimer ou mesurer la distance entre les animaux et le bateau (jumelles réticulaires, bâtons de mesure et inclinomètre)
- Des formulaires d'observation et un ordinateur.
- Une montre.

- Un GPS.

Mise en œuvre

45. L'équipe d'observateurs effectue le relevé à partir de la passerelle ou du pont du navire, dans un endroit libre de tout obstacle. Ils sont répartis de chaque côté du ferry/navire océanographique et recueillent continuellement des données sur la présence de cétacés des deux côtés. Lorsqu'ils sont « à l'effort », ils scrutent attentivement la zone (avec une pression d'observation continue à 180° à l'avant du navire) à l'œil nu et avec des jumelles, afin de détecter visuellement les cétacés présents à la surface de l'eau.

Ce type de surveillance nécessite la conclusion d'ententes avec des compagnies de ferries, des institutions océanographiques et des associations de pêcheurs.

Avantages

46. Les avantages sont :

- Cette méthode, dans un secteur représentatif, fournit des indicateurs pertinents de ce qui se passe dans l'environnement (en termes de distribution et d'indices d'abondance).
- Elle constitue un moyen rentable d'assurer une vaste couverture sur de longues périodes. En outre, l'utilisation de ces plateformes permet de réaliser un suivi tout au long de l'année ou annuellement et à moindre coût.
- La régularité avec laquelle les traversées sont effectuées permet de répéter l'opération autant de fois que souhaité pour affiner une étude.
- Dans certaines régions, les itinéraires des ferries font un maillage relativement serré, ce qui permet une bonne couverture de la zone (ex : le sanctuaire marin Pelagos), et les campagnes océanographiques sur les petits stocks de poissons couvrent quant à elles généralement leur zone d'intérêt de manière assez dense.

Limitations

47. Les limitations sont :

- Les principales limitations tiennent au fait qu'il est rarement possible de contrôler les itinéraires empruntés, ni la vitesse du navire, et que le navire ne peut généralement pas s'écarter de sa route pour confirmer l'identité de l'espèce ou la taille du groupe.
- Parfois, le nombre d'observateurs requis, même s'il n'y en a que deux, ne peut être autorisé à bord, selon la taille du navire
- L'application de cette méthode est strictement incompatible avec la collecte de données auxiliaires portant sur des animaux individuels, telles que des photographies pour la photo-identification ou des biopsies.

3.3.1.1.4. Observateurs dédiés sur plateforme opportuniste (navires militaires, douaniers, de la marine, bateaux d'observation des baleines)

Principe

48. Un ou plusieurs observateurs montent à bord d'une plateforme opportuniste et profitent de l'itinéraire de la plateforme pour faire des observations sans la mise en œuvre de moyens logistiques. La plateforme peut être un navire ou un avion.

49. Idéalement, l'effort devrait être important pour obtenir un grand nombre d'observations et couvrir de manière aussi homogène que possible les différentes valeurs utilisées dans l'analyse des variables environnementales. Ainsi, pour être d'un certain intérêt pour l'objectif de suivi de la distribution et des indices d'abondance, la plateforme devrait arpenter la même zone de façon régulière. Des navires militaires ou douaniers, des avions ou des hélicoptères peuvent ainsi être ciblés, de même que des bateaux d'observation des baleines.

50. Cette méthode, non dédiée aux études sur les cétacés, est moins robuste pour répondre aux hypothèses nécessaires à l'obtention de résultats fiables et précis relatifs aux indicateurs 3 et 4. Néanmoins, le fait qu'une même zone soit régulièrement échantillonnée de la même manière permet d'acquérir des connaissances sur l'occurrence, la présence de comparer ces résultats entre saisons et années.

Ressources humaines

51. Selon la méthode mise en œuvre, la taille et l'autorisation de la plateforme, au moins un observateur formé est requis, et plus il y a d'observateurs, plus la qualité de la couverture visuelle et de l'enregistrement des données sera élevée.

Matériel nécessaire

52. Le matériel nécessaire est :

- Des jumelles
- Un compas ou taximètre
- Instruments pour estimer ou mesurer la distance entre les animaux et le bateau (jumelles réticulaires, bâtons de mesure et inclinomètre)
- Des formulaires d'observation et un ordinateur.
- Une montre.
- Un GPS.

Mise en œuvre

53. L'équipe d'observateurs effectue le relevé et scrute attentivement la zone, avec une pression d'observation continue à 90° à l'avant du navire, et en dessous et perpendiculaire à la trajectoire de l'aéronef s'il s'agit d'une plateforme aérienne. La recherche visuelle des cétacés présents en surface doit être faite à l'œil nu, les jumelles étant utilisées pour la reconnaissance de détails précis tels que les espèces, les nombres d'individus, etc. Pendant chaque période d'observation, les observateurs enregistrent le début et la fin de l'effort d'observation, les conditions environnementales et les données d'observation telles que les espèces, la taille estimée du groupe, le comportement, la position GPS, etc. En fonction de la plateforme et de sa mission, des données auxiliaires peuvent être collectées.

Ce type de surveillance nécessite des accords avec d'autres structures.

Avantages

54. Les avantages sont :

- Les plateformes opportunistes sont souvent utilisées pour arpenter des zones marines à faible coût. Dans certains cas, les coûts peuvent être relativement faibles car les bateaux et l'équipement peuvent être réduits au minimum sans compromettre la fiabilité des résultats d'un protocole de collecte de données simple mais adéquat.
- Les données recueillies à partir d'une plateforme opportuniste peuvent encore servir à évaluer l'utilisation de l'habitat et à estimer l'abondance des cétacés grâce à une modélisation spatiale. En outre, l'utilisation des caractéristiques environnementales pour estimer l'abondance ou l'abondance relative peut potentiellement accroître la précision des résultats. Enfin, certaines plateformes permettent la prise de données photo-identifiées ou acoustiques.

Limitations

55. Les limitations sont :

- Les principales limitations tiennent au fait qu'il est rarement possible de contrôler les itinéraires empruntés, ni la vitesse du navire, que le navire ne peut généralement pas s'écarter de sa route pour confirmer l'identité

de l'espèce ou la taille du groupe, et qu'il n'est par conséquent pas possible de collecter des données auxiliaires (photo-identification). Mais cela peut varier considérablement en fonction du type de plateforme et de mission.

- La mise en œuvre des observations peut se voir accorder une faible priorité parmi les objectifs centraux de la plateforme.

- L'utilisation de ce type de données doit être faite avec précaution, car il peut y avoir un manque dans le plan d'échantillonnage avec une zone non couverte, une hétérogénéité dans la couverture de l'effort d'observation à travers la plage des valeurs pour les variables explicatives, etc.

- La zone couverte peut être réduite et non représentative pour les cétacés.

3.3.2. Surveillance acoustique passive

56. Tous les cétacés produisent des sons tels que des « clics » pour l'écholocation ou des « sifflements » (sons modulés en fréquence) pour la communication intraspécifique. Les méthodes acoustiques passives permettent la détection et la surveillance quasi continue de ces sons. La surveillance de ces sons permet de recueillir des informations sur l'utilisation spatiale et temporelle de l'habitat, ainsi que d'estimer la densité relative de certaines espèces et même l'abondance dans le cas du cachalot.

3.3.2.1. Transect de ligne par détection acoustique passive (hydrophone remorqué)

Principe

57. Un réseau avec au moins deux hydrophones est remorqué par un bateau en déplacement. L'écoute et l'enregistrement peuvent être continus ou par échantillons. Le tableau permet de déterminer l'angle à distance perpendiculaire, qui est la base de l'analyse de la méthode dite de « transect de ligne ». La trajectoire du bateau doit être constante en vitesse et en cap, suivant un plan prédéfini ou des transects aléatoires.

58. La zone couverte est délimitée par la probabilité de détection par l'hydrophone et par la fréquence et la puissance du son émis par les animaux.

59. Ceci est la méthode la plus efficace pour étudier le cachalot, car il s'agit d'une espèce qui plonge en profondeur et qui produit des « clics » pendant toute la durée de sa plongée. Les données acoustiques des cachalots peuvent être utilisées pour évaluer l'abondance relative et absolue ainsi que la distribution, à condition que l'équipement et le plan d'étude appropriés soient respectés. Pour d'autres espèces, les résultats acoustiques peuvent être complémentaires des observations visuelles pour l'indicateur 3, mais pas pour l'indicateur 4, car les méthodes permettant d'associer les sons avec l'abondance des animaux ne sont pas encore totalement au point.

Ressources humaines

60. Au moins un opérateur acoustique passif est nécessaire, et plus pour une période de travail de 24 heures.

Matériel nécessaire

61. Le matériel nécessaire :

- Un bateau, à moteur ou à voile, capable de maintenir une vitesse constante et de se diriger vers un transect et de rester silencieux ou dont le moteur peut être facilement arrêté (pour l'échantillonnage)

- Toute une chaîne d'acquisition acoustique :

- Un réseau d'hydrophones composé d'au moins deux hydrophones (voire de deux réseaux d'hydrophones) couplés à des amplificateurs stéréo et se trouvant à l'intérieur d'un câble pouvant être remorqué

- Un système DAQ (numérise le signal et le convertit également en quantification)

- Un ordinateur doté d'un logiciel d'analyse des sons.

- Une source d'alimentation pour alimenter le système

- Les formulaires de données pertinents

- Un GPS.

Mise en œuvre

62. La première phase est la préparation de la mission, avec la formation des observateurs si nécessaire, la conception du plan d'échantillonnage en fonction des densités de cétacés (si elles sont connues) et des habitats. Tout ce qui concerne les demandes d'autorisations et les aspects logistiques doit par ailleurs être considéré longtemps à l'avance.

63. Une chaîne d'acquisition acoustique est mise en place, comprenant un câble de remorquage dans lequel est incorporé un réseau linéaire de deux paires d'hydrophones, un câble de pont qui se connecte au câble de remorquage et transporte les signaux à l'endroit où la station de SAP est installée. L'équipement électronique de la station de SAP alimente le système, amplifie et numérise les signaux avant de les transmettre à un ou plusieurs PC d'acquisition qui fournissent l'interface utilisateur (logiciel) et stockent les données. Si une détection acoustique continue est choisie, le navire démarre le transect avec la chaîne d'acquisition acoustique en position. Le début de l'effort coïncide avec le moment où la détection acoustique des animaux est lancée.

64. Si une procédure d'échantillonnage est utilisée, cela signifie que la détection acoustique s'effectue par intervalles, à savoir que la norme consiste à écouter pendant 2 minutes toutes les 15 minutes. Souvent, la vitesse du bateau est réduite au minimum afin de réduire le bruit du moteur et le bruit de l'eau circulant sur l'hydrophone. L'utilisation d'un hydrophone en mer nécessite souvent une autorisation spéciale.

Avantages

65. Les avantages sont :

- Cette méthode est économique, autonome et fournit des informations précieuses sans perturber la faune ou son habitat.
- Le rayon détecté peut être très grand pour certaines espèces : la plupart des baleines à fanons peuvent être détectées à des dizaines ou des centaines de kilomètres de distance. Selon l'équipement utilisé, le bruit ambiant et les caractéristiques de propagation du son dans l'eau, les dauphins peuvent être détectés à des distances pouvant atteindre 3 km dans de bonnes conditions.
- L'approche acoustique détecte potentiellement la présence d'un cétacé qui n'est pas observable visuellement parce qu'il est trop loin, qu'il reste sous l'eau, qu'il se déplace la nuit ou que les conditions météorologiques se dégradent. Cette méthode offre une alternative précieuse pour le suivi de la biodiversité lorsque les études traditionnelles (p. ex. visuelles) sont impraticables ou impossibles.
- Les travaux acoustiques peuvent facilement être réalisés sur tous types de navires, allant des petits bateaux aux grands navires convertis en plateformes opportunistes.
- Cette technique n'est pas intrusive, et l'équipement nécessaire n'est pas particulièrement coûteux.
- Cette approche permet d'enregistrer les sons à des fins de documentation ou d'analyse future, et la collecte des données peut être plus facilement normalisée et automatisée.
- L'un des principaux avantages des méthodes acoustiques actives réside dans leur résolution spatiale fine et leur capacité à recueillir des données sur plusieurs espèces simultanément et presque en continu à partir d'un navire en mouvement.
- Les données acoustiques sont largement indépendantes des erreurs de collecte et des biais entre observateurs.
- Une approche mobile permet de réaliser une plus grande couverture géographique.

Limitations

66. Les limitations sont :

- Cette méthode se limite aux espèces produisant des vocalises.
- Les méthodes permettant d'inférer l'abondance des animaux sur la base des sons recueillis ne sont pas encore au point. Dans le cas d'un grand groupe d'animaux, il est impossible de savoir quel son est émis par quel individu, et il est par conséquent très difficile d'établir le nombre d'animaux au sein du groupe.

- Discrimination difficile entre espèces proches, principalement les petits dauphins (p. ex. dauphin bleu et blanc et dauphin commun)
- Le comportement acoustique dépend de l'activité du groupe, pas nécessairement du nombre d'individus, qui peuvent se déplacer sans faire aucun bruit.
- Le bruit ambiant et le bruit généré par le navire de recherche peuvent rendre difficile la détection acoustique d'animaux. La probabilité de détection est également fonction du bruit de fond, les interférences acoustiques étant susceptibles de masquer la détection d'espèces et de fausser l'estimation de la taille des groupes.
- Nécessite un équipement de collecte de données spécialisé.
- Le volume de données généralement généré par les méthodes acoustiques passives est énorme et nécessite un investissement important en stockage et en post-traitement.
- Les petits hydrophones remorqués ne conviennent pas à la détection des sons graves et infrasonores, car les vibrations et les mouvements des hydrophones eux-mêmes tendent à masquer ces sons.
- Presque tous les hydrophones sont sensibles aux fréquences de quelques hertz. C'est pourquoi il est souvent nécessaire d'utiliser un filtre passe-haut pour éliminer le bruit à basse fréquence.

3.3.2.2. Acoustique passive fixe

Principe

67. Un (ou plusieurs) hydrophone(s) est (sont) installé(s) dans un (ou plusieurs) site(s) stratégique(s) fixe(s), soit au sol, soit sur un bateau ou une plateforme flottante. Des quais ou des plateformes opportunistes non dédiées peuvent être utilisés. L'enregistrement sonore se fait en continu ou à des intervalles réguliers (échantillonnage). Le positionnement d'au moins trois hydrophones, permet également la triangulation afin de localiser avec précision l'animal qui émet les sons. Plus il y a d'hydrophones, plus la surface couverte est importante. Ainsi, un réseau de plusieurs hydrophones est nécessaire pour accroître l'intérêt d'un tel outil pour le suivi de la présence et des indices d'abondance de plusieurs espèces.

Ressources humaines

68. La chaîne d'acquisition acoustique nécessite au moins la présence d'un acousticien qualifié. Ensuite, selon la situation (côtière ou en mer), un navire avec pilote est nécessaire, et un plongeur pour installer le système en mer. Les mêmes personnes peuvent être nécessaires lorsque l'équipement doit être changé (piles s'il y en a, disque dur quand celui-ci est plein, etc.).

Matériel nécessaire

69. Le matériel nécessaire :

- Un amplificateur stéréo hydrophone couplé à un câble de transmission, un convertisseur DAQ (numérisation et quantification du signal), un disque dur pour stocker les données, une source d'alimentation pour tout alimenter et enfin une unité de protection et des fixations pour installer tous les équipements.
- Un thermomètre et une sonde couplés à l'installation sous-marine pour enrichir les données.

Mise en œuvre

70. Le site est identifié, le type de fixation est défini (en fonction du type de sol, des courants, etc.) et le système d'hydrophone est installé. Une structure sous-marine existante peut être utilisée, mais il faut faire attention au bruit généré par la structure, qui peut être source d'interférences. Des plongeurs peuvent installer le système acoustique qui collectera les données pendant une période prédéterminée, en fonction de la capacité de stockage ou de l'alimentation électrique des batteries. Les enregistrements (données) sont ensuite récupérés pour analyse. Le système peut rester en place pendant une courte, moyenne ou longue période. La récupération des données et le changement des piles peuvent parfois se faire sans avoir à démonter complètement le système. L'utilisation d'un hydrophone en mer nécessite souvent une autorisation spéciale.

Avantages

71. Les avantages sont :

- L'hydroacoustique passive est idéale pour les programmes de surveillance à long terme et peut fonctionner selon un cycle continu de 24 heures, indépendamment des conditions météorologiques. En enregistrant tous les animaux se déplaçant à proximité d'un poste d'écoute donné, il est possible d'étudier les variations temporelles, allant de l'échelle annuelle à l'échelle mensuelle et quotidienne.
- Cette technique est non invasive, et le coût de l'équipement de base n'est pas très élevé.
- Les données acoustiques sont largement indépendantes des erreurs de collecte et des biais entre observateurs.
- Le système peut être automatisé et ne nécessite aucune présence humaine sur place. Il se prête plus facilement à une normalisation et automatisation de la collecte des données.
- La détection s'effectue sur 360° et dans presque toutes les conditions météorologiques et d'éclairage.
- Si le système installé est permanent, la détection et la couverture temporelle fonctionneront à 100 %.
- Selon la position de l'hydrophone, le matériau, les caractéristiques de propagation du son dans l'eau et le bruit ambiant, la zone de surveillance des dauphins est d'environ 3 à 6 km, car il n'y a aucun bruit de moteur. Le suivi des cachalots et des baleines à fanons peut être étendu à des dizaines de kilomètres.
- Le système peut échantillonner régulièrement ou en continu des zones difficiles d'accès.
- Concernant le système de surface sur une plateforme flottante :
 - Il peut être autonome et alimenté par des panneaux solaires ou des éoliennes.
 - Les données peuvent être transmises par ondes VHF ou Wi-Fi, ce qui permet une application en temps réel.
 - Les réglages peuvent être facilement modifiés par des instruments facilement accessibles (gain, filtres, etc.).
- Concernant le système déployé sur les fonds marins :
 - Discret et moins vulnérable aux activités de surface.

Limitations

72. Les limitations sont :

- La probabilité de détection et la performance du récepteur sont également fonction du bruit de fond, les interférences acoustiques étant susceptibles de masquer la détection d'espèces et de fausser l'estimation de la taille des groupes.
- Cette méthode se limite aux espèces produisant des vocalises.
- Avec cette méthode fixe, la couverture est limitée au voisinage « immédiat » du système.
- La corrosion, l'encrassement et les dommages causés par les courants, les marées, les tempêtes ou les opérations de pêche peuvent tous affecter la longévité et l'efficacité des instruments acoustiques.
- Les méthodes permettant d'inférer l'abondance des animaux sur la base des sons recueillis ne sont pas encore au point. Lorsque les animaux sont en groupe, il devient difficile d'identifier l'individu qui a émis le son ainsi que le nombre d'animaux présents. Il existe un risque de détection multiple du même groupe.
- Les zones soumises à de forts courants de marée doivent être évitées en raison du bruit ou du risque de dommages aux installations (courant, débris, etc.).
- Les bruits près de la côte peuvent masquer la détection acoustique d'un animal.
- Le comportement acoustique dépend de l'activité du groupe, pas nécessairement du nombre d'individus, qui peuvent se déplacer sans faire aucun bruit.
- Dans le cadre d'un réseau d'hydrophones installés en permanence pour détecter toutes les espèces, y compris celles qui émettent des sons à des fréquences très basses ou très hautes, le coût de l'équipement nécessaire est très élevé.
- Il est difficile de différencier les espèces de petits dauphins.
- Concernant le système de surface sur une plateforme flottante :
 - Sensible à toutes les conditions météorologiques en surface ;
 - Vulnérable à toutes les activités se déroulant dans la zone (possibilité de dégradation ou de perte de l'équipement) et de préférence avec une protection contre l'accès de personnes non autorisées.
- Concernant le système déployé sur les fonds marins :
 - L'alimentation électrique pose un problème (câble ? batterie à changer ?) ;
 - Besoin de plonger sur le site pour modifier les réglages, accès difficile aux instruments ;

- Quel type de transmission de données : par câble ou par stockage ?

3.3.3. Surveillance basée sur le suivi focal d'individus

73. Les méthodes précédemment citées décrivaient un travail concentré essentiellement au niveau des populations. Certaines méthodes de suivi spécifiques se concentrent sur les individus. Lorsque les échantillons sont nombreux, ils peuvent donner des résultats à l'échelle de la population. La plupart de ces méthodes sont complémentaires des précédentes, fournissant des informations pour aider par exemple à définir la « population », à l'exception de la photo-identification, qui peut produire des estimations de population directement par marquage et recapture. La biopsie fournit des données précieuses pour l'indicateur 5.

3.3.3.1. Photo-identification

Principe

74. Les scientifiques ont recours à la photo-identification à la fois pour reconnaître les cétacés et les distinguer les uns des autres. La technique repose sur la possibilité d'obtenir des photos de bonne qualité des parties du corps des animaux, qui constituent des marques uniques et reconnaissables tout au long de leur vie. Les animaux sont photographiés et catalogués individuellement en fonction de critères de marquage naturels (p. ex. pigmentation du corps, forme de la nageoire dorsale) et de marques personnelles (sutures, entailles et cicatrices) qui les identifient. Un certain nombre d'hypothèses sont formulées, notamment en ce qui concerne la reconnaissabilité, la représentativité de l'échantillonnage et les probabilités de capture, qui devraient être homogènes. Lorsqu'un individu déjà identifié est à nouveau observé ou photographié, cela peut apporter une réponse à diverses questions, telles que la taille de la population, la fidélité au site, la distribution, les déplacements, la structure sociale, etc. Cela signifie qu'il est nécessaire de trier, de stocker les images et les données associées dans un catalogue qui doit être régulièrement mis à jour.

75. La photo-identification est une bonne méthode pour estimer la taille de la population (indicateur 4) au moyen de modèles de marquage-recapture et pour des zones spécifiques que les populations ou une partie des populations occupent pendant une ou plusieurs saisons de l'année. C'est aussi l'une des méthodes de choix pour obtenir des paramètres de population, tels que le taux de survie et le taux de vêlage.

76. Le logiciel standard pour l'analyse marquage-recapture est le programme MARK (<http://www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm>), qui comprend un large éventail de modèles permettant d'estimer la taille de la population et les taux de survie, ainsi que de corriger certains biais par rapport aux hypothèses.

Ressources humaines

77. Au moins un observateur/photographe formé prendra des photos des cétacés et indiquera au pilote du navire comment déplacer le navire afin d'assurer une bonne identification photographique (vitesse, cap, position par rapport aux animaux, etc.). Le post-traitement des images nécessite au moins une personne qualifiée, et prend beaucoup de temps afin d'obtenir un catalogue final d'animaux photo-identifiés ainsi que la matrice des recaptures, qui est la base de toute analyse.

Matériel nécessaire

78. Le matériel nécessaire est :

- Un bateau avec un pont suffisamment bas au-dessus de l'eau pour prendre des photos à un angle correct.
- Des formulaires d'observation et, idéalement, un ordinateur.
- Une montre.
- Un GPS.
- Un appareil photo doté d'un téléobjectif (au moins 200 mm, idéalement 300 ou 400 mm). Des appareils photo numériques à haute résolution (au moins 6 mégapixels) sont fortement recommandés.

- Un ordinateur et un disque dur pour stocker toutes les photos ainsi que le catalogue des animaux photo-identifiés.

Mise en œuvre

79. Sur le bateau, les chercheurs photographient les marques naturelles sur les animaux sous un certain angle et de certaines parties du corps, selon l'espèce (p. ex. les flancs pour les delphinidés, la nageoire caudale pour le cachalot) de tous les individus rencontrés.

80. L'analyse des images est chronophage et exige beaucoup de concentration et d'attention aux détails. Chaque individu est répertorié dans un catalogue de photo-identification, ce qui permet des comparaisons. Le responsable doit comparer la photo d'un individu avec toutes les photos contenues dans sa base de données et mettre régulièrement à jour à la fois son catalogue et la matrice de recapture. Afin de faciliter le processus d'appariement, un logiciel a été mis au point pour automatiser le processus d'appariement. Le principe est que le logiciel présente un certain nombre de candidats (correspondances possibles) avec une certaine probabilité/similarité, ce qui permet au chercheur de gagner du temps en n'ayant pas besoin de parcourir l'ensemble du catalogue. Néanmoins, c'est le chercheur qui prend la décision finale au sujet d'une correspondance positive.

La photographie peut nécessiter des procédures d'autorisation spécifiques, de même que les partenariats régionaux peuvent nécessiter la conclusion d'accords préalables.

Avantages

81. Les avantages sont :

- Protocole de collecte de données relativement facile.
- Méthode non intrusive de « marquage » des animaux.
- Un plan d'échantillonnage systématique n'est pas toujours nécessaire, mais il est préférable.
- Il existe des méthodes d'analyse standard et éprouvées qui fournissent des résultats fiables tant que les hypothèses sont vérifiées ou que le biais est correctement estimé.

Limitations

82. Les limitations sont :

- Ne s'applique qu'aux espèces présentant des marques naturelles identifiables durables.
- Les marques naturelles doivent être uniques, reconnaissables et ne pas changer au cours du temps.
- L'hétérogénéité de la probabilité de capture.
- Les données recueillies sont une photographie d'un animal sauvage en mouvement ; il n'est pas facile de prendre une photo de bonne qualité avec des critères ciblés sans bonne expérience relative.
- Nécessite plusieurs captures. S'il n'y a pas suffisamment de recaptures, les analyses sont difficiles et donnent parfois des résultats peu fiables.
- Nécessite une grande quantité de données et une étude à long terme et prend beaucoup de temps pour la partie catalogage.
- Difficile à appliquer dans les zones à faible densité.
- Cette méthode permet d'obtenir des estimations de marquage-recapture du nombre total d'individus dans la zone d'étude. Toutefois, la taille totale de la population peut être plus grande si tous les animaux de la population ne fréquentent pas la zone surveillée.

3.3.3.2. Télémétrie

Principe

83. Il en existe deux types : la télémétrie par satellite (Argos) et la télémétrie par ondes radio (VHF). Cette technique consiste à attacher un émetteur à un animal et à suivre ses mouvements à distance par satellite ou via un récepteur VHF ou acoustique qui peut être installé à bord d'un navire ou d'un avion.

84. Grâce aux balises qui transmettent chaque heure/jour leurs signaux aux satellites, les observateurs acquièrent des connaissances sur la localisation de l'animal. Ces techniques permettent d'étudier les animaux dans leur habitat et d'obtenir des informations sur leur comportement alimentaire, leur répartition, leurs aires de reproduction et leurs voies de migration. Ces balises permettent également d'enregistrer d'autres données telles que la température, la pression, la luminosité, la vitesse de nage et les sons.

85. Les différentes informations sur les mouvements et la répartition des animaux permettent d'aider à identifier les habitats importants (zones d'alimentation), les voies migratoires et de définir les limites entre les populations. Ces données peuvent donc fournir des résultats complémentaires au minimum pour l'indicateur 3 et aider à définir la zone d'étude pour surveiller une population dans le cadre de l'indicateur 4.

Ressources humaines

86. Une personne doit avoir les compétences pour attacher/déployer le système sur les animaux, au moins en mer. Au moins 3 personnes sont nécessaires pour détecter l'animal et le suivre avec le VHF.

Matériel nécessaire

87. Le matériel nécessaire est :

- transmetteurs (Argos ou VHF)
- petit ou relativement petit bateau (hors-bord ou Zodiac) avec un pont suffisamment bas au niveau de l'eau pour approcher correctement l'animal.
- balise, arbalète ou longue perche
- En cas de radiotélémetrie, un récepteur VHF ou acoustique pour l'installer sur une plateforme (navire, avion) qui suit l'animal marqué.

Mise en œuvre

88. Un animal est détecté et approché pour attacher (ventouse) ou déployer le transmetteur. Normalement, les ventouses sont appuyées sur le corps en utilisant une perche, en approchant l'animal pour toucher son corps. Pour le transmetteur Argos, ce dernier est déployé en tirant sur l'animal avec une arbalète un appareil avec un clip qui sera implanté dans la graisse sous-cutanée de l'animal.

89. Pour les espèces côtières, l'approche peut être faite directement avec un canot pneumatique, et pour les espèces plus pélagiques, un gros navire peut servir de base et un canot pneumatique peut être tracté et utilisé pour approcher les animaux. Pour un appareil utilisant le VHF, le navire suit l'animal à distance pour ne pas interférer avec son comportement et aussi pour récupérer l'appareil lorsqu'il s'enlèvera naturellement de l'animal.

Comme cette méthode a un impact direct sur les cétacés, elle requiert une autorisation avant sa mise en œuvre.

Avantages

90. Les avantages sont :

- Ces instruments permettent de collecter beaucoup d'informations que les autres méthodes (comportement, mouvements) ne permettent pas, sans interférence humaine.
- Cette méthode permet d'étudier les mouvements d'animaux sur de grandes distances, dans des zones isolées ou sous la surface de l'eau.

91. Pour la télémetrie par satellite :

- Fonctionne sur une zone très vaste et permet d'étudier les mouvements des animaux sur une grande distance ;
- Indépendante des conditions météorologiques ;
- Possibilité d'obtenir des informations supplémentaires ;

- Pas besoin d'une plateforme d'observation qui suit l'animal en mer ;
- Permet de connaître la présence d'espèces dans une zone inexploree ;
- Permet d'obtenir des résumés de données sur les activités de l'animal pendant de longues périodes.

92. Pour la radiotélémétrie :

- Relativement peu onéreuse ;
- Système de petite taille et relativement non-invasif ;
- Fonctionne sur une zone étendue ;
- Relativement indépendante des conditions météorologiques.

Limitations

93. Les limitations sont :

- Cette méthode est intrusive, en raison de son approche, en touchant presque l'animal, mais aussi à cause du système pour attacher l'appareil (principalement des transmetteurs satellites) au corps de l'animal
- L'information n'est obtenue que sur quelques individus et dépend aussi des performances du matériel utilisé, ainsi que de l'accessibilité des mammifères. De nombreux animaux doivent être marqués pour pouvoir dresser des conclusions générales, et ce n'est souvent pas possible
- La mise en œuvre de cette méthode implique un support logistique important parce qu'elle nécessite une installation directement sur l'animal, une opération particulièrement difficile pour les animaux rares et les animaux rapides.
- Cette méthode est intrusive pour les animaux, avec des risques d'infections.
- Seuls les animaux qui peuvent être approchés correctement sont équipés et il faut que l'animal soit à la surface pour la transmission des données

94. Pour la télémétrie par satellite :

- Méthode onéreuse ;
- Support limité de mécanisme non-intrusif sur l'animal et durée de vie limitée.

95. Pour la radiotélémétrie :

- Nécessite de maintenir une plateforme qui suit l'animal à une faible distance ;
- Autonomie limitée ;

3.3.3.3. Biopsie

Principe

96. Cette méthode consiste à collecter sur des animaux vivants en mer un fragment de peau et de graisse. Cela peut être effectué en tirant avec une arbalète des fléchettes avec un embout, un fusil à fléchettes, un fusil ou même une perche avec embout pour la biopsie ou pour le prélèvement de la peau lorsqu'on a affaire à des animaux qui sortent de l'eau par exemple.

97. De tels échantillons permettent de recueillir des informations sur des paramètres bio-démographiques (indicateur 5) :

- Pour déterminer le sexe de l'animal
- Pour déterminer les spécificités génétiques des individus (fragment d'ADN) de mêmes espèces. Sur cette base, des analyses de parenté, des liens matrilineaires et des structures sociales peuvent être effectuées.
- Pour obtenir des informations sur le statut reproductif d'individus (p. ex. la gestation pour les femelles) d'après le niveau d'hormones.

98. D'autres informations peuvent être obtenues :

- sur le niveau d'alimentation (isotope)
- sur le niveau de contamination aux métaux lourds et autres polluants (tels que les contaminants organochlorés)

99. Plusieurs paramètres inclus dans l'indicateur 5 peuvent être obtenus via l'analyse de la peau et de la graisse collectées avec la méthode de la biopsie : proportion des sexes, taux de gestation. La structure génétique de l'animal permet également de mieux déterminer la délimitation d'une « population » ou d'une sous-population, ce qui est bon à savoir lorsqu'on cherche la répartition ou l'abondance de cette population.

Ressources humaines

100. Au moins un pilote, un tireur et il est hautement recommandé d'avoir un photographe qui puisse identifier l'animal prélevé, ce qui permet, par exemple, de surveiller le processus de guérison. Une quatrième personne peut s'occuper des échantillons lorsque la biopsie a réussi.

Matériel nécessaire

101. Le matériel nécessaire est :

- Un petit bateau ou relativement petit (hors-bord ou Zodiac) avec un pont suffisamment bas au niveau de l'eau pour tirer avec le bon angle.
- Arbalète ou fusil et tiges, fléchettes avec embout.
- Matériel de stockage et de nettoyage (produits)
- Congélateur ou entreposage frigorifique.

Mise en œuvre

102. L'animal ciblé doit être approché de près. Les biopsies sont effectuées par le biais d'une flèche (tirée par une arbalète ou un fusil à air comprimé) qui, tirée avec une certaine force, prend un bout de peau et tombe dans l'eau où elle est ensuite récupérée avec l'échantillon. En même temps, une photo est prise pour permettre d'identifier l'animal afin d'obtenir une documentation complète pour chaque individu. Il faut noter que la matière (peau et graisse) est immédiatement stockée en suivant un protocole strict qui peut différer en fonction des analyses prévues (génétiques, hormones, isotopes) : alcool dans un cas, congélation dans un autre.

103. En ce qui concerne l'identification photo, pour les espèces côtières, l'approche peut être directement faite avec un canot pneumatique. Pour les espèces plus pélagiques, un gros navire peut servir de base et un canot pneumatique peut être tracté et être utilisé pour approcher les animaux, tandis que le gros navire reste éloigné.

Comme cette méthode a un impact direct sur les cétacés, elle requiert la demande de formulaires d'autorisation.

Avantages

104. Les avantages sont :

- Donne accès à des informations très difficiles à obtenir autrement (génétiques, hormones, isotopes)
- Le prélèvement de biopsie a tendance à être relativement abordable et peut facilement être associé à des méthodes supplémentaires pour maximiser les opportunités de collecte de données.

Limitations

105. Les limitations sont :

- Un inconvénient majeur de la biopsie est son caractère invasif car l'animal est approché de très près, un autre est la biopsie en elle-même (c.-à-d. se solde par des lésions physiques), ce qui restreint l'échantillonnage à des classes de taille et d'âge (et d'espèces) qui peuvent être ciblées éthiquement conformément aux restrictions existantes le permettant.
- Le mode de vie des cétacés, qui ne passent qu'un petit peu de leur temps en surface, limite grandement les options pour collecter des tissus sur des animaux vivants.

3.3.3.4. Localisation terrestre

Principe

106. Cette méthode consiste à collecter des données depuis un point fixe sur la côte, en suivant les individus qui passent dans la zone surveillée depuis le point d'observation. Dans l'idéal, le point d'observation doit être en hauteur. Une telle localisation permet d'étudier la répartition, le comportement, l'utilisation de l'habitat et les mouvements de cétacés cibles, sans l'impact de la présence d'un bateau sur le comportement naturel des animaux. Cette méthode se prête à l'étude de la population résidant sur la côte ou des migrations proches de la côte.

107. Cette méthode est plus efficace pour la population côtière et les groupes résidents. Elle peut donner des résultats sur la répartition et sur l'utilisation de l'habitat, en lien avec l'indicateur 3.

Ressources humaines

108. 3 personnes au moins doivent s'occuper de l'observation et des mesures. L'une peut prendre les mesures du groupe/animal suivi, la seconde prendre les notes et la troisième observer d'autres parties de la mer pour détecter d'autres animaux.

Matériel nécessaire

109. Le matériel nécessaire :

- Jumelles ou télescope sur un trépied.
- Formulaire d'observation ou dictaphone.
- Montre ou horloge.
- Compas et instrument pour mesurer la distance entre l'animal et le poste d'observation (p. ex. clinomètre pour photogrammétrie, théodolites)

Mise en œuvre

110. Un ou plusieurs observateurs se positionnent à un point de vue stratégique (cap, falaise, détroit, entrée d'une baie) et collectent les données sur les animaux et la météo. Les observations peuvent être faites à l'œil nu ou avec des jumelles ou des télescopes, mais sont dépendantes d'une mer calme et d'une bonne visibilité atmosphérique.

Ce type de surveillance ne nécessite pas de procédures d'autorisation spéciales tant que le point d'observation est libre d'accès.

Avantages

111. Les avantages sont :

- Les méthodes terrestres ne sont pas invasives, elles permettent de surveiller les mammifères marins sans les risques de perturbations induites par l'observateur.
- Il s'agit des techniques les moins chères (pas de coûts dus à la navigation de la plateforme en mer) utilisées. Elle peut donc souvent être mise en œuvre et permet une surveillance à long terme.
- La méthode terrestre peut facilement être homogénéisée et effectuée tout au long de l'année, en fonction des conditions d'observation.

Limitations

112. Les limitations sont :

- Le champ d'étude se limite à la zone couverte visuellement (à l'œil nu ou aux jumelles) ; la zone de prospection est donc limitée.
- Les méthodes terrestres sont normalement limitées aux espèces relativement visibles qui viennent régulièrement à la surface en étant observables depuis la côte.
- Les recherches sur la répartition à petite échelle sont restreintes par la difficulté à déterminer la position géographique précise des cétacés. Les théodolites sont largement utilisés dans de telles études, mais leur utilisation a des limites. Plus particulièrement, les relevés de mesure peuvent souvent être longs et la collecte se fait sur un centre de gravité d'un petit groupe plus que sur des individus. De plus, de tels groupes peuvent être étalés sur des dizaines ou des centaines de mètres ; une seule position est rarement représentative de tous les individus.

3.4. Surveillance standard d'animaux échoués et de prises accidentelles

113. La surveillance d'animaux échoués et de prises accidentelles se fait la plupart du temps sur des animaux morts. De nombreuses données peuvent être collectées, lesquelles seront utilisées dans les trois indicateurs : en tant que première étape, la collecte d'informations d'échouages et de prises accidentelles aide à la constitution d'une liste des espèces de cétacés présentes dans la zone (ou dans les environs pour les échouages) et à une mesure approximative du statut et des variations saisonnières en abondance. Ensuite, l'analyse des carcasses donne de nombreuses informations sur des paramètres démographiques.

3.4.1. Échouage

Principe

114. L'échouage est une méthode de surveillance continue tout au long de l'année, avec des personnes qualifiées prêtes à se rendre sur chaque phénomène d'échouage de cétacés lorsqu'il a lieu et qu'il est détecté. Les paramètres des animaux sont mesurés et si possible des échantillons biologiques sont prélevés et stockés.

115. Cette méthode a été la première à être utilisée par les scientifiques comme méthode de surveillance, car les échouages sont très fréquents et les animaux arrivent sur la côte, ils sont donc plus faciles à approcher que les animaux vivants en mer.

116. L'échouage des cétacés représente un matériel scientifique extrêmement précieux pour la connaissance de ces espèces difficiles à étudier dans leur environnement naturel. L'étude de carcasses, la réalisation d'autopsies et d'analyses complémentaires sur des échantillons biologiques peut fournir des informations sur la présence d'une espèce, la répartition, la démographie des populations, le régime alimentaire, l'état de santé d'un animal (nourriture, maladies, contamination), les causes de la mort, l'impact de menaces anthropologiques (prises accidentelles, collision de navire). Ces données vont principalement être utilisées pour l'indicateur 5.

117. Il est d'une importance cruciale de financer cette surveillance à long terme et de manière structurée. La base d'un réseau efficace de surveillance d'échouages est un réseau de personnes référencées tout au long de la côte et travaillant de la même manière, en liaison avec un coordinateur. Un comité d'animation et directeur permettra au réseau de fonctionner correctement et de garantir la durabilité du système.

Ressources humaines

118. Personnes entraînées à effectuer les mesures et à prendre des échantillons biologiques conformément aux protocoles spécifiques, disponibles pour rejoindre les animaux échoués dès qu'ils sont détectés. Il devrait aussi y avoir des vétérinaires au sein du réseau pour examiner les carcasses, détecter les causes de mortalité et stocker les échantillons biologiques (congélateur).

Matériel nécessaire

119. Le matériel nécessaire :
- Formulaires d'échouage
 - Caméra

- Ruban de mesure
- Kit d'échantillonnage (couteau, cisailles, matériaux d'emballage)
- Boîte réfrigérée et réseau de congélateurs
- Tenue appropriée, gants de sécurité, lunettes de sécurité
- Équipement lourd permettant de déplacer une carcasse si nécessaire (bulldozer, camion de réutilisation, voiture)

Mise en œuvre

120. Lorsque l'échouage d'un cétacé est rapporté, une ou plusieurs personnes vont sur place pour éviter que des personnes et des animaux ne s'approchent de la carcasse, et prennent des mesures et des échantillons biologiques. Cette méthode nécessite une formation spécifique pour les participants. Une procédure d'alerte doit être établie pour être effective. Un réseau d'échouage doit être développé pour être efficace et apporter des données utiles. Approcher et s'occuper d'animaux morts ainsi que d'espèces protégées requiert une autorisation spéciale.

Avantages

121. Les avantages sont :

- L'échouage apporte fréquemment des informations même si ces dernières sont souvent limitées et non-prévisibles compte tenu de leur nature.
- Disponibilité du corps entier et des organes pour les analyses et la conservation (banque de tissus).
- Certaines espèces sont connues seulement grâce à l'échouage et rarement observées en mer.

Limitations

122. Les limitations sont :

- Non prévisible et l'intervention doit être effectuée rapidement pour des raisons sanitaires et pour que l'autopsie soit exploitable d'un point de vue scientifique, il nécessite donc d'avoir une personne disponible au bon moment.
- Les interventions sur des animaux vivants représentent des risques pour la sécurité et des risques sanitaires pour les animaux et les sauveteurs. Pour les animaux, la détresse et le stress engendrés par l'échouage peuvent engendrer un comportement imprévisible et dangereux. De plus, les risques sanitaires et la transmission de maladies entre le sauveteur et l'animal sont réels.

3.4.2. Prises accidentelles

Principe

123. Les mammifères marins sont souvent capturés dans des filets de pêche. « Prise accidentelle » signifie cétacés accidentellement capturés par les pêcheurs commerciaux, quelquefois mais rarement par des pêcheurs amateurs. Les observateurs scientifiques peuvent embarquer à bord des navires de pêche commerciale, pour observer les captures et les conditions de pêche, et pour prendre des mesures et des échantillons biologiques.

124. L'analyse des mesures et les échantillons collectés sur les carcasses fournissent beaucoup d'informations sur la démographie (indicateur 5) : taille des animaux, âge de la maturité, taux de gestation, proportion des sexes...

Ressources humaines

125. Personnes formées pour effectuer les mesures et effectuer des échantillons biologiques des cétacés conformément à des protocoles spécifiques. Souvent, elles sont susceptibles de prendre d'autres mesures sur d'autres espèces lorsqu'elles se trouvent sur un navire de pêche commerciale. Une personne peut aller sur un navire pendant une période. Cela signifie que plus il y aura de navires surveillés, plus il y aura de personnes formées et autorisées à bord.

Matériel nécessaire

126. Le matériel nécessaire est :

- GPS, montre
- formulaires d'observation
- appareil photo
- ruban de mesure
- kit d'échantillonnage (couteau, cisailles, matériaux d'emballage)
- congélateur

Mise en œuvre

127. Un observateur embarqué à bord d'un navire de pêche professionnel. Son travail consiste à collecter les données scientifiques relatives à la pêche. Il intervient lorsqu'un cétacé est capturé pour prendre des données sur l'animal. Si possible, il prélève des échantillons biologiques, les stocke et débarque avec eux. Des demandes d'autorisation administratives sont nécessaires pour effectuer les échantillonnages sur les mammifères marins et les rapporter à quai s'ils sont utiles et réalisables.

Avantages

128. Les avantages sont :

- Les prises accidentelles apportent des informations biologiques cruciales sur des animaux « en bonne santé » (en comparaison avec les échouages qui comportent des animaux malades), même si ces dernières sont souvent limitées et souvent non prévisibles à cause de leur nature.
- Tous les animaux pris accidentellement peuvent être « frais » car ils étaient vivants quelques jours avant et les échantillons biologiques peuvent être prélevés sur chacun d'entre eux, assurant la disponibilité d'échantillons de bonne qualité pour les analyses.
- Un observateur à bord d'un navire de pêche ramènera des données sur des espèces et sur un nombre d'animaux qui sont des prises accidentelles, qui permettent de mesurer l'impact de cette menace pour les cétacés (fournissent des informations complémentaires pour l'indicateur 3 et 4).

Limitations

129. Les limitations sont :

- Une prise accidentelle est rarement prévisible, il se peut qu'il n'y ait pas de prise accidentelle
- Parfois difficulté de monter à bord des navires de pêche, à cause de la volonté des capitaines, de la taille du navire ou des autorisations,
- Difficulté lors de la prise de mesures et du prélèvement d'échantillons biologiques à bord de certains navires de pêche de petite taille, et aussi pour stocker les échantillons dans un congélateur.
- Intervenir sur une carcasse à bord d'un navire en mouvement représente des risques de sécurité pour les personnes. De plus, les risques sanitaires et la transmission de maladies entre les personnes et l'animal sont réels.

3.5. Nouvelles technologies de surveillance

130. Comme les technologies se développent rapidement, de nouvelles études les concernant sont menées. Comme elles sont relativement récentes, elles sont testées au cas par cas et reposent sur les capacités de la technologie (à savoir résolution d'image, autonomie de véhicule sous-marin autonome, logiciel d'intelligence artificielle pour analyser des milliers d'images, etc.), aucune méthode standard n'est pour le moment approuvée ou définie. Mais comme ce domaine présente un intérêt et un développement croissants, et comme ces technologies peuvent être utilisées au sein des méthodes standards déjà présentées en termes ou d'ajout de valeurs, ces technologies seront prochainement présentées dans ce document.

3.5.1. Véhicules sous-marins et aériens sans pilote

3.5.1.1. Échantillon depuis drone (image, souffle...)

131. Les progrès en matière de technologie de drones aériens offrent de nouvelles opportunités pour étudier à distance les cétacés, de manière non invasive. Ces instruments sont des plateformes légères, portables, pilotées à distance depuis le sol/pont d'un navire, et permettent d'examiner des zones éloignées, difficiles à atteindre dans de courts laps de temps.

132. Les drones ou aéronefs sans pilote peuvent être utilisés pour prendre des images ou des vidéos en appliquant la méthode des transects linéaires (visuel), pour répondre à des questions d'abondance et de répartition. Pour les relevés par aéronef, le protocole consiste à programmer de suivre un plan de vol défini et étudié, avec des transects prédéterminés basés sur des points de cheminement GPS pour former une grille de relevés totalement couverte. Le drone prend une collection d'images avec un recouvrement de la couverture de la zone étudiée, et des enregistrements d'informations de vol comme les coordonnées GPS et l'altitude dans l'en-tête EXIF de chaque fichier image.

133. Les drones sont un outil prometteur pour les relevés animaliers. En effet, cette technologie a de nombreux avantages :

- potentiel pour effectuer des relevés à base d'images aériennes à une échelle relativement grande, souvent pour beaucoup moins cher que pour les relevés aériens effectués par l'homme, et sans les nombreux problèmes de sécurité associés aux aéronefs pilotés ;
- le faible coût des systèmes de drones en comparaison avec les aéronefs pilotés peut aussi permettre une meilleure flexibilité dans la conception des relevés, par exemple en faisant voler deux plateformes ou plus à des moments spécifiques plutôt que d'effectuer des demi-tours ;
- capacité à collecter une imagerie aérienne haute-résolution à maintes reprises, en dérangeant extrêmement peu les animaux ;
- possibilité d'être utilisé dans des zones où les opérations aériennes pilotées sont difficiles et dangereuses, et permet de faire des relevés sur des sites qui ne disposent pas de terrains d'aviation ;
- permet d'éliminer les préjugés de l'observateur dans la phase de collecte des données ;
- moins de risque de restrictions de vol à cause des conditions météo ;
- les résultats sont facilement reproduits et l'impact sur l'environnement proche est minimum.

134. Cependant, cette technologie a quelques limites :

- le temps plus long de post-traitement manuel pose toujours certains défis (en termes d'efficacité et de coûts) ;
- les variables environnementales et liées aux relevés, comme les conditions de luminosité et de vent, peuvent affecter la détectabilité. Plusieurs études sont en cours pour quantifier la détectabilité et la certitude dans les détections/identifications animales en utilisant la technologie des drones ;
- la majorité des drones disponibles est seulement utilisable sur des portées limitées (c.-à-d. dans le champ de vision), à des vitesses lentes, et avec de petites charges utiles ;
- les réglementations strictes et spécifiques à chaque pays et les processus d'autorisation complexes peuvent limiter leur adoption pour des applications scientifiques ;
- la surface couverte est encore moins importante que celle depuis un avion ;
- impossibilité de voler en cas de grand vent (la vitesse du vent doit être inférieure à 25 nœuds au sol) ;
- en fonction de l'autonomie du drone, un navire peut être utilisé comme plate-forme pour décoller et atterrir, ce qui augmente les coûts.

135. Un drone peut aussi être utilisé comme outil pour approcher un animal repéré depuis un bateau. Il peut permettre d'étudier le comportement en ayant une meilleure visibilité ou de prendre un échantillon comme dans le souffle d'une baleine. Ce système permet de collecter de manière non invasive des échantillons du mucus du microbiote en toute sécurité et de manière fiable, en minimisant la contamination externe telle que

l'air et l'eau de mer à l'extérieur de l'événement. Ce type d'échantillon est par exemple utilisé pour des analyses hormonales et peut être utile pour l'indicateur 5.

3.5.1.2. Véhicule sous-marin autonome et planeur sous-marin

136. Un véhicule sous-marin autonome est un engin nautique préprogrammé pour effectuer des missions sous-marines sans supervision ou surveillance constante d'un opérateur humain. Ils permettent l'observation d'espèces dans leur environnement naturel, avec géo-positionnement vertical et horizontal très précis et la possibilité de réagir instantanément à l'environnement observé.

137. Les planeurs sous-marins sont des véhicules sous-marins ailés qui collectent les données de l'océan en utilisant une propulsion basée sur la flottabilité. Ils peuvent rester en mer pendant des semaines ou des mois en une fois, en surveillant des échelles spatiales allant de plusieurs kilomètres à des centaines de kilomètres. Les planeurs sous-marins modernes peuvent être équipés de caméras, de systèmes de suivi mobile, ou d'enregistreurs acoustiques/échosondeurs. Certains robots détectent automatiquement ces sons, identifient les espèces en fonction des caractéristiques des sons, et signalent aux scientifiques à terre quelles espèces ont été entendues par satellite en temps quasi réel.

138. Les robots sont des outils puissants pour accéder à des environnements trop dangereux ou trop éloignés pour l'exploration humaine. Ils peuvent compléter les formes d'échantillonnage classiques en fournissant une couverture en haute résolution et à long terme de zones qui sont peu pratiques ou trop onéreuses à surveiller, sans contraintes de conditions météo ou d'états de la mer. Certains instruments peuvent rester sans surveillance pendant plusieurs semaines ou mois, ce qui offre un niveau d'autonomie inégalé.

139. Leurs principaux inconvénients sont leur coût élevé, leur faible vitesse et leur temps de plongée limité. De plus, leur stockage et leur consommation d'énergie sont des limites.

140. Les véhicules sous-marins autonomes et les planeurs sous-marins sont précieux pour générer des ensembles de données à long terme dans des endroits éloignés mais peuvent être difficiles à déployer et à récupérer

Mettre à flot un véhicule sous-marin autonome ou un planeur sous-marin peut être restreint par certaines autorisations.

3.5.2. Photos et vidéos

141. Les caméras numériques fournissant des instantanés et des données vidéo peuvent être utilisées en tant que support pour les observateurs pour obtenir plus de précision si nécessaire. Par exemple, elles peuvent être utilisées lors d'une observation pour préciser le nombre d'individus dans le groupe ou pour l'identification des espèces. Utilisées d'une manière continue, elles peuvent aider à améliorer le taux de rencontre, bien qu'elles se trouvent généralement dans une zone de recherche restreinte située immédiatement à proximité de l'avion. Ces technologies sont utiles pour être utilisées en parallèle, pour combiner les avantages de l'observation humaine afin d'examiner des zones plus larges avec les avantages d'une nouvelle analyse postérieure et avec le réexamen des images et des vidéos.

142. Plusieurs études sont en cours pour tester si ces technologies seules peuvent être utilisées comme méthodes de surveillance. Des tests sont en cours pour permettre une détection et une détermination automatiques des cétacés mais ces méthodes ne sont pas opérationnelles pour le moment. La vidéographie aérienne bénéficie de méthodologies standardisées qui peuvent être reproduites, mais elle prend beaucoup de temps et elle est très coûteuse, parce que la détermination des cétacés doit être effectuée par un opérateur. La prise d'images ou de vidéos peut être soumise à certaines autorisations.

Conclusion

143. La surveillance des cétacés est une tâche difficile, car ces derniers se déplacent beaucoup et sont dispersés dans de vastes zones. Des méthodes ont été développées pour collecter des données pour suivre leur évolution, la plupart de leur distribution, leur nombre et leurs caractéristiques démographiques. La surveillance de tels paramètres implique beaucoup de connaissances, de compétences et de ressources. Chaque méthode a

ses avantages et ses inconvénients, et les approches peuvent souvent se compléter les unes les autres pour donner une image plus complète du statut et de la distribution d'espèces particulières de cétacés.

144. Au minimum, une surveillance des échouages doit être organisée, avec un réseau important, partout, pour les données de référence sur les cétacés (répartition, présence, indices d'abondance, analyses génétiques). Ensuite, une enquête visuelle et acoustique doit être organisée à grande échelle pour une connaissance du contexte global, laquelle peut être répétée régulièrement plusieurs années plus tard (6 à 10). Les ferries et les navires océanographiques doivent être utilisés comme des plateformes non spécialisées si elles couvrent régulièrement une zone qui peut être importante pour les cétacés. Ensuite, un programme plus ciblé couvrant des zones plus petites mais plus représentatives ou importantes doit être mené sur une base annuelle, comprenant des relevés visuels et acoustiques avec des biopsies et photo-identification.

145. En outre, l'objectif des programmes de surveillance est également d'obtenir une vision globale de la situation au niveau méditerranéen. Les programmes nationaux doivent donc assurer la normalisation autant que possible en termes de méthode / plate-forme / période avec les pays voisins. Même, la promotion de la mise en œuvre d'une surveillance transnationale et coordonnée assure une conservation plus efficace des populations de cétacés (Authier et al., 2017). Des initiatives telles que l'ACCOBAMS Survey Initiative (ASI), ou les protocoles de coordination du « réseau méditerranéen de transect linéaire fixe » et la base de données des différentes équipes travaillant sur les ferries existants devraient être encouragés et soutenus. Ce type d'initiatives permet de fusionner facilement toutes les données pour une analyse plus poussée au niveau régional ou sous-régional. Les réseaux standard d'échouages et les catalogues de photo-identification devraient également être mis en œuvre au niveau sous-régional, conformément aux recommandations de la Décision IG.23/6 sur le QSR MED 2017 (CdP 20, Tirana, Albanie, 17-20 décembre 2017) concernant l'harmonisation. - standardisation-synchronicité des méthodes de surveillance et d'évaluation et amélioration de la disponibilité / accessibilité des jeux de données.

146. Avant de se lancer dans un programme de surveillance, il est prudent de déterminer précisément quelles informations peuvent être obtenues et quelles sont les limites existantes. De nombreuses adaptations opérationnelles et pratiques peuvent être trouvées sur un cas. De nombreux programmes de surveillance existent, ils sont une source de conseils qui doivent être consultés pour gagner sur les niveaux de la qualité, de la logistique et des coûts.

Références

- ACCOBAMS, 2016. *Resolution 6.13* Comprehensive cetacean population estimates and distribution in the ACCOBAMS area (Monitoring of cetacean distribution, abundance and ACCOBAMS survey initiative. 12 p.
- ACCOBAMS, 2012 Teaching module on the conservation of cetaceans, Cetaceans Study Techniques - Observation at sea and population studies. David L., 48p.
- ACCOBAMS, 2012 Teaching module on the conservation of cetaceans, Cetaceans study techniques – Study of the behaviour of cetaceans at sea. David L. 28p.
- ACCOBAMS, 2012 Teaching module on the conservation of cetaceans, Cetacean study techniques – Photo-identification. David L., 16p.
- ACCOBAMS, 2012 Teaching module on the conservation of cetaceans, Cetaceans Study Techniques – Passive acoustics. David L., 25p.
- Aïssi et al., 2015. Cetacean coordinated transborder monitoring using ferries as platform of observation of Tunisia, Final report. ACCOBAMS MoU 02/2013, 30p.
- Aniceto, A. S., M. Biuw, U. Lindstrøm, S. A. Solbø, F. Broms, and J. Carroll. 2018. Monitoring marine mammals using unmanned aerial vehicles: quantifying detection certainty. *Ecosphere* 9(3):e02122. 10.1002/ecs2.2122. 15p.
- Apprill A, Miller CA, Moore MJ, Durban JW, Fearnbach H, Barrett-Lennard LG. 2017. Extensive core microbiome in drone-captured whale blow supports a framework for health monitoring. *mSystems* 2:e00119-17, 15p. <https://doi.org/10.1128/mSystems.00119-17>.
- Authier M., Commanducci F.D., Genov T., Holcer D., Ridoux V., Salivas M., Santos M.B. & Spitz J. 2017. Cetacean conservation in the Mediterranean and Black Seas: Fostering transboundary collaboration through the European Marine Strategy Framework Directive. *Marine Policy* 82: 98-103
- Borchers, D. L., Brewer C., Matthews J., 2007. Method for estimating sperm whale abundance. Technical report from the Centre for Research into Ecological and Environmental Modelling, St. Andrews University, 2007, 16pp
- Bouchet P., Phillips C., Huang Z., Meeuwig J., Foster S., Przeslawski R., 2018. Comparative assessment of pelagic sampling methods used in marine monitoring. *Report to the National Environmental Science Programme, Marine Biodiversity Hub*, 149 p.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L. (2001). Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Couvat, J. et Gambaiani, D. (2013) – Evaluation des solutions techniques et mesures de gestion mises en place à l'échelle internationale pour limiter les risques de collision entre navires et grands cétacés. Souffleurs d'Ecume. Septembre 2013. 106p.
- Douglas P. Nowacek, Fredrik Christiansen, Lars Bejder, Jeremy A. Goldbogen, Ari S. Friedlaender, Studying cetacean behaviour: new technological approaches and conservation applications, *Animal Behaviour*, Volume 120, 2016, Pages 235-244, ISSN 0003-3472
- David L., Di Méglio N., Roul M., 2016. Monitoring ferry: 2014/2016, Rapport final, PELAGOS France, GIS 3M / EcoOcéan Institut, 55p.
- Dorémus G., Van Canneyt O., Pettex E., Laran S. et Sterckeman A., 2011. Guide méthodologique des campagnes aériennes d'observation des oiseaux et mammifères marins sur l'espace maritime métropolitain et zones limitrophes. *Programme d'Acquisition de Connaissances sur les Oiseaux et les Mammifères Marins – PACOMM. CRMM/AAMP*. 66p.
- Evans P.G.H., Hammond P.S., 2007. Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Rev* . 2004, Volume 34, No. 1, 131–156.

- Gannier A. 2017. Apports de deux méthodes complémentaires pour l'évaluation d'une population de cétacés : l'exemple du Ziphius (*Ziphius Cavirostris*) au nord de la mer Tyrrhénienne. Thèse d'Etat de Doctorat Vétérinaire. Lyon : VetAgro Sup. 144p.
- Guichard B., 2017 - Le programme de surveillance des mammifères marins - Agence française pour la biodiversité, UBO, support de présentation 24 octobre 2017.
- Labach H., Gimenez O., Barbier M., Jourdan J., David L. et Di-Méglio N., Roul M., Azzinari C., Robert N. et Tomasi N., 2015. Etude de la population et de la conservation du Grand Dauphin en Méditerranée française. Projet GDEGeM Grand Dauphin Etude et Gestion en Méditerranée 2013-2015. Rapport GIS3M. 54p. + annexes
- Laran S., Pettex E., Authiera M., Blanckb A., David L., Doremus G., Falchetto H., Monestiez P., Van Canneyt O. & Ridoux V., (2016). Seasonal distribution and abundance of cetaceans within French waters-Part I: The North-Western Mediterranean, including the Pelagos sanctuary. Deep Sea Research Part II.
- Lauriano, G., Pierantonio, N., Donovan, G., Panigada, S. 2014. Abundance and distribution of *Tursiops truncatus* in the Western Mediterranean Sea: an assessment towards the Marine Strategy Framework Directive requirements, Marine Environmental Research. 100: 86–93 doi: 10.1016/j.marenvres.2014.04.001.
- Lauriano, G., Panigada, S., Canneri, R., Manca Zeichen, M., Notarbartolo di Sciara, G. 2010. Abundance estimate of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the Pelagos Sanctuary (NW Mediterranean Sea) by means of line transect survey. J. Cetacean Res. Manage. 11(3): 279– 283.
- Norris T. F., Dunleavy K. J., Yack T. M., Ferguson E. I., 2014. Estimation of minke whale abundance from an acoustic line transect survey of the Mariana Islands. MARINE MAMMAL SCIENCE, 33(2): 574–592 (April 2017)
- Notarbartolo di Sciara G., Birkun A., Jr. 2010. Conserving whales dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black Seas an ACCOBAMS status report. ACCOBAMS, Monaco. 212p.
- Notarbartolo di Sciara G., Lauriano G., Pierantonio N., Cañadas A., Donovan G., Panigada S. 2015. The Devil We Don't Know: Investigating Habitat and Abundance of Endangered Giant Devil Rays in the North-Western Mediterranean Sea. PLoS ONE 10 (11): e0141189. doi:10.1371/journal.pone.0141189.
- Panigada, S., Lauriano, G., Donovan, G., Pierantonio, N., Cañadas, A., Vázquez, J. A., Burt, L. 2017. Estimating Cetacean Density and Abundance in The Central Mediterranean Sea Through Aerial Surveys: Implications For Conservation. Deep sea research Part II 141:41-58.
- Panigada, S., Donovan, G.P. Druon. J.N., Lauriano, G., Pierantonio, N., Pirotta, E., Zanardelli, M., Zerbini, A. N. and G. Notarbartolo di Sciara. 2017. Satellite tagging of Mediterranean fin whales: working towards the identification of critical habitats and the focussing of mitigation measures. Scientific Report 7: 3365.
- Panigada S., Lauriano G., Burt L., Pierantonio N. and G Donovan. 2011. Monitoring winter and summer abundance of cetaceans in the Pelagos Sanctuary (Northwestern Mediterranean Sea) through aerial surveys. PLoS ONE 6(7): e22878. Doi:10.1371/journal.pone.0022878
- Parsons K.M., 2001. Procedural Guideline No. 4–5 Using photographic identification techniques for assessing bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) abundance and behaviour. In : Davies, J., Baxter, J., Bradley, M., Connor, D., Khan, J., Murray, E., Sanderson, W., Turnbull, C. & Vincent, M., (2001), Marine Monitoring Handbook, 405 pp, ISBN 1 85716 550 0
- Taylor B.L., Martinez M., Gerrodette T., Barlow J., Hrovat Y.N., 2007. Lessons from monitoring trends in abundance of marine mammals. *Marine Mammal Science*, 23(1): 157–175.
- Thomas L. 2009. Potential Use of Joint Cetacean Protocol Data for Determining Changes in Species' Range and Abundance: Exploratory Analysis of Southern Irish Sea Data. Report to Joint Nature Conservation Committee; National Parks and Wildlife Service; and Countryside Council for Wales
- United Nations Environment Programme / Mediterranean Action Plan (UNEP/MAP), 2017. Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. 50p.

- Van Canneyt O., Dabin W., Dars C., Dorémus G., Gonzalez L., Ridoux V. et Spitz J. 2015. Guide des échouages de mammifères marins. Cahier technique de l'Observatoire PELAGIS sur le suivi de la mégafaune marine. Université de La Rochelle et CNRS, 64p. DOI : 10.13140/RG.2.1.1495.6002
- Van Canneyt O., Authier M., Caurant F., Peltier H., Spitz J. et Ridoux V. (Coords), 2014. Aide à la mise en oeuvre d'une stratégie de surveillance pour les mammifères marins et tortues marines dans les eaux de France métropolitaine. Cahier technique de l'observatoire PELAGIS – UMS 3462, Université de La Rochelle / CNRS, 75p.
- Würsig, B., Jefferson, T.A., 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans, in: Hammond P.S., Mizroch P., Donovan G. (eds), Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters. Report to the International Whaling Commission, Special Issue 12, pp. 43–52.
- Würsig, B., Jefferson, T.A., 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans, in: Hammond P.S., Mizroch P., Donovan G. (eds), Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters. Report to the International Whaling Commission, Special Issue 12, pp. 43–52.
- Wilson, B., Hammond, P.H., Thompson, P.M., 1999. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecol. Appl.* 9, 288–300.

B. Lignes directrices pour la surveillance du phoque moine de Méditerranée

Table de matières

- 1. Arrière-plan**
- 2. Objectifs et buts**
- 3. Indicateurs communs en lien avec les mammifères marins y compris les phoques moines de Méditerranée**
- 4. Méthodes de surveillance**
 - 4.1. Stratégie de surveillance
 - 4.2. Temps, lieu et période
 - 4.3. Matériel
 - 4.4. Maintenance du matériel
 - 4.5. Méthodes de surveillance
 - 4.5.1. Méthodes de surveillance primaires
 - 4.5.1.1. Relevé et surveillance des grottes
 - 4.5.1.2. Relevés pour explorer les habitats de repos et de reproduction
 - 4.5.1.2.1. Inventaire des grottes
 - 4.5.1.2.2. Sélection des grottes à surveiller
 - 4.5.1.2.3. Installation, déploiement et récupération d'un piège photographique
 - 4.5.2. Méthodes de surveillance secondaires
 - 4.5.2.1. Relevés terrestres
 - 4.5.2.2. Surveillance opportuniste
 - 4.5.3. Tableaux de synthèse
- 5. Analyses de données**
 - 5.1. Photo-identification (Photo-ID)
 - 5.2. Structure démographique
 - 5.2.1. Âge minimum estimé
 - 5.2.2. Fécondité
 - 5.2.3. Taux de naissance annuel
 - 5.2.4. Taux de survie et de mortalité
 - 5.3. Méthodes avancées supplémentaires
 - 5.3.1. Analyse de viabilité de la population
 - 5.3.2. Analyses marquage-recapture
- 6. Contrôle qualité**
- 7. Références**
- Annexe 1**
- Annexe 2**
- Annexe 3**

1. Arrière-plan

1. En 2008, les Parties contractantes de la Convention de Barcelone - à savoir 21 pays méditerranéens et de l'Union Européenne (UE) - ont décidé d'appliquer l'approche écosystémique pour la gestion des activités humaines qui pourraient affecter l'environnement marin et côtier pour la promotion du développement durable (UNEP/MAP, 2007). Il s'agit d'une stratégie écologique pour la gestion intégrée des ressources terrestres, marines et vivantes qui encourage la conservation et l'exploitation durable d'une manière équitable, dans le but de s'assurer que l'exploitation humaine des écosystèmes se limite à la capacité de l'écosystème. L'objectif final de cette approche est d'atteindre le bon état écologique (BEE) par des décisions de gestion éclairées, fondées sur une évaluation quantitative intégrée et la surveillance du milieu marin et côtier de la Méditerranée.

2. En 2016, les Parties contractantes ont décidé de mettre au point un Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP) avec une liste convenue au niveau régional des bonnes descriptions du statut environnemental, des indicateurs communs et des cibles, avec des principes et un calendrier précis pour sa mise en place, selon les cycles de la structure de l'approche écosystémique, tous les 6 ans. Construire et mettre en œuvre un système régional de surveillance est le principal objectif de l'IMAP, pour rassembler des données et des informations fiables et actualisées sur l'environnement marin et côtier méditerranéen. En adoptant l'IMAP, les pays méditerranéens s'engagent à surveiller et à faire un rapport sur les Objectifs Écologiques (OE) et les Indicateurs Communs (IC) correspondants, en synergie avec la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM), couvrant trois composantes : i) biodiversité et espèces non autochtones ; ii) pollution et débris marins et iii) côte et hydrographie.

3. L'un des onze objectifs écologiques est « La biodiversité est maintenue ou améliorée » (EO1). Le terme « maintenu » est la clé de la quantification du BEE pour l'OE1. Cette condition a trois facteurs déterminants :

- a. aucune perte supplémentaire de diversité au sein des espèces, entre espèces et entre habitats/communautés et écosystèmes à des échelles écologiquement pertinentes ;
- b. lorsque les conditions intrinsèques le permettent, tous les attributs détériorés de la diversité biologique sont rétablis et maintenus à des niveaux équivalents ou supérieurs aux niveaux cibles ;
- c. là où l'utilisation du milieu marin est durable.

4. Parmi les cinq indicateurs communs relatifs à la biodiversité (OE1) fixés par l'IMAP, trois concernent les mammifères marins, phoque moine de Méditerranée inclus :

- Indicateur commun 3 : Aires de répartition des espèces ;
- Indicateur commun 4 : Abondance de la population d'espèces sélectionnées ;
- Indicateur commun 5 : Caractéristiques démographiques de la population (p. ex. taille corporelle ou structure des classes d'âge, rapport des sexes, taux de fécondité, taux de survie/mortalité)

2. Objectifs et buts

5. En tant que grands prédateurs en mer Méditerranée, les phoques moines sont un élément important de la biodiversité marine. Leur abondance et leur répartition sont connues pour répondre à différents facteurs naturels et anthropiques. Le rôle de programmes de surveillance à long terme dans l'évaluation des états de la population est largement reconnu et plusieurs programmes couvrant l'environnement marin du Nord-Est de l'Atlantique, comprenant le plancton, les poissons, les oiseaux et les mammifères marins sont déjà en cours. Les efforts de surveillance des phoques moines de Méditerranée se font à un niveau régional, à cause de leur aire de répartition dispersée. La sous-population la plus importante habite l'est de la mer Méditerranée, en Grèce et en Turquie. Le deuxième plus grand regroupement se trouve à Cabo Blanco. La troisième sous-population habite l'archipel de Madère et le petit nombre inconnu de phoques pourrait habiter à l'est du Maroc. Par conséquent, chaque groupe de travail dispose d'une stratégie de surveillance différente concernant ses différences régionales.

6. Le but de ce document est de fournir des conseils pour surveiller le phoque moine de Méditerranée par rapport aux indicateurs communs de l'IMAP, c.-à-d. la répartition, l'abondance et les caractéristiques démographiques de la population (c.-à-d. taille du corps ou structure de la classe d'âge, rapport des sexes, taux de fécondité, taux de survie/mortalité) à l'échelle méditerranéenne et nationale.

7. Ces instructions de surveillance pour les études sont à effectuer dans les zones où les populations de phoque moine de Méditerranée se trouvent/habitent activement.

3. Indicateurs communs en lien avec les mammifères marins y compris les phoques moines de Méditerranée

8. Un indicateur commun est développé dans le cadre de la Convention de Barcelone et il « résume les données en une illustration simple, standardisée et communicable et il est idéalement applicable dans tout le bassin méditerranéen, ou du moins au niveau des sous-régions, et il est sous la surveillance de toutes les Parties contractantes. Un indicateur commun est en mesure de donner une indication du degré de menace ou de changement affectant l'écosystème marin et peut fournir des informations précieuses aux décideurs (IMAP, 2017). »

9. Parmi les cinq indicateurs communs relatifs à la biodiversité (EO1) fixés par l'IMAP, trois concernent les mammifères marins :

- Indicateur Commun 3 - Aire de répartition des espèces :

Cet indicateur vise à fournir des informations sur la zone géographique hébergeant des espèces de mammifères marins. Il est destiné à déterminer l'aire de répartition des espèces de cétacés et des phoques présents dans les eaux méditerranéennes, avec un accent particulier sur les espèces sélectionnées par les parties. Les principaux résultats de la surveillance au titre de cet indicateur seront des cartes de présence, de répartition et d'occurrence des espèces.

- Indicateur commun 4 - Abondance de la population d'espèces sélectionnées :

Cet indicateur se réfère au nombre total d'individus appartenant à une population dans une zone spécifiée dans un laps de temps donné. Les méthodes d'estimation de la densité et de l'abondance sont généralement spécifiques à une espèce, et les caractéristiques écologiques d'une espèce cible doivent être soigneusement prises en compte lors de la planification d'une campagne de recherche. Dans ce document, les espèces cibles font référence au phoque moine de Méditerranée.

- Indicateur commun 5 - Caractéristiques démographiques de la population (p. ex. taille corporelle ou structure des classes d'âge, rapport des sexes, taux de fécondité, taux de survie/mortalité) :

Cet indicateur doit fournir des informations sur les paramètres démographiques tels que la répartition par âge, l'âge à la maturité sexuelle, le rapport des sexes et les taux de natalité (fécondité) et de mortalité (mortalité). Ces données sont particulièrement difficiles à obtenir pour les mammifères marins. Les efforts de surveillance devraient viser à recueillir des séries de données à long terme couvrant les divers stades de vie des espèces sélectionnées. Cela impliquerait la participation de plusieurs équipes utilisant des méthodologies standard et couvrant des sites d'importance particulière pour les étapes clés du cycle de vie des espèces cibles.

4. Méthodes de surveillance

4.1. Stratégie de surveillance

10. À cause du statut très critique du phoque moine de Méditerranée, tout type d'activité de surveillance des espèces doit être effectué sous la supervision des organes législatifs nationaux autorisés.

11. Le phoque moine de Méditerranée passe la plupart de son temps dans l'eau, cependant, le surveiller dans l'environnement aquatique est un défi et donne peu d'informations sur la population. D'un autre côté, ils vont dans des grottes marines pour se reposer et se reproduire et cette période est la meilleure possibilité pour collecter des données sur les espèces. La meilleure méthode pour surveiller les phoques moines de Méditerranée dans leurs grottes est d'utiliser des caméras-piège non-dissuasives pour diminuer les dérangements lors de la surveillance.

4.2. Temps, lieu et période

12. En général, la surveillance doit être effectuée tout au long de l'année. Cependant, s'il y a des restrictions dues à la saison, à l'emplacement de la grotte, à la disponibilité des caméras-piège, l'effort doit seulement être concentré sur la surveillance des grottes de reproduction lors de la saison de la reproduction. Cette dernière a presque exclusivement lieu entre août et décembre dans l'est de la mer Méditerranée. Cependant, il n'y a pas assez de preuves scientifiques pour suggérer que la reproduction des phoques moines de Méditerranée est strictement saisonnière et donc montre une différence régionale partout ailleurs.

4.3. Matériel

13. Voici le matériel de base nécessaire pour la surveillance des grottes
- Un bateau, de préférence un pneumatique, est essentiel pour atteindre les habitats des phoques
 - Caméra-piège avec détecteur de mouvement à capteur IRP
 - Silicone pour l'étanchéité afin de l'appliquer sur les caméras-piège comme protection supplémentaire contre l'excès d'humidité
 - Sac imperméable et récipient pour apporter les caméras-piège et le matériel électronique
 - Carte mémoire flash (16 GB ou plus)
 - Équipement personnel de plongée libre (équipement ABC)
 - Lampe torche sous-marine
 - GPS en main pour enregistrer la position des grottes
 - Support mural pour caméra-piège adapté aux grottes (de préférence en chrome, personnalisé)
 - Équipement de protection au besoin (tel que gilet de sauvetage, casque, etc.)
14. Pour les études terrestres, un appareil photo avec téléobjectif (200-400 mm), des jumelles à fort grossissement peuvent aussi être utilisées

4.4. Maintenance du matériel

15. Le matériel le plus important pour l'étude des phoques moines est la caméra-piège. Elle n'est pas étanche mais résiste aux intempéries. Comme les caméras-piège sont déployées pour de longues durées dans les grottes, une protection supplémentaire doit être appliquée, comme rendre le joint étanche avec du silicone. Il peut être envisagé de placer un petit parapluie comme protection du matériel contre les gouttes d'eau. Les batteries du GPS et des lampes-torches sous-marines sont vérifiées avant chaque étude. La mise en place de pièges photographiques doit également tenir compte de l'état de l'environnement dans lequel ces derniers doivent être déployés. Le matériel contenant du métal ou métallique doit être lubrifié contre la corrosion après chaque utilisation. Après la récupération du piège photographique, les cartes mémoire et les piles doivent être retirées des appareils photo et nettoyées pour éliminer le sel marin.

4.5. Méthodes de surveillance

4.5.1. Méthodes de surveillance primaires

4.5.1.1. Relevé et surveillance des grottes

16. Comme mentionné précédemment, la meilleure méthode de surveillance des phoques moines de la Méditerranée est de les observer dans leurs habitats de repos (c'est-à-dire les grottes marines). Dans ce cadre, des relevés de grottes devraient être effectués afin d'identifier les grottes qui conviennent à l'utilisation du phoque moine. Ensuite, les grottes qui sont activement utilisées par les phoques moines sont surveillées par des pièges photographiques afin de minimiser les perturbations tout en surveillant la population.

4.5.1.2. Relevés pour explorer les habitats de repos et de reproduction

i. Dans les régions qui n'ont pas encore fait l'objet d'un relevé

17. Des relevés devraient être menés dans des zones qui n'ont pas encore fait l'objet d'études afin d'explorer des grottes répondant aux exigences et aux descriptions d'une grotte de phoque moine de la Méditerranée (IUCN/UNEP, 1998). Des relevés actifs devraient être effectués sur les côtes où la géographie est propice à la formation de grottes. À cet égard, les topographies karstiques abruptes sont d'une grande importance. Les relevés doivent être effectués à l'aide d'une embarcation dont l'équipage est composé de préférence de quatre personnes ; deux nagent le long de la côte à la recherche de grottes ; l'une enregistre les données et l'autre dirige le bateau. La grotte du phoque moine peut avoir une entrée sous-marine avec un passage très étroit et un long couloir, elle n'est donc pas toujours facilement reconnaissable de la surface. Les grandes et étroites ouvertures, crevasses et trous entre les roches doivent donc être soigneusement vérifiés. Lorsqu'une entrée est trouvée, un membre de l'équipe doit entrer dans la grotte en prenant les précautions nécessaires afin de ne pas déranger les animaux. Les grottes avec des entrées sous-marines doivent toujours être explorées en plongée libre. L'équipement bruyant, comme l'équipement de plongée sous-marine, n'est pas recommandé pour l'étude des grottes, car la perturbation créée par les bulles peut chasser les phoques. Si l'entrée de la grotte est trop longue pour entrer en apnée, l'équipement de plongée sous-marine ne peut être utilisé que pour l'exploration.

ii. Dans les régions qui ont déjà fait l'objet d'un relevé

18. Si la zone a déjà fait l'objet d'un relevé auparavant et si l'on dispose de suffisamment d'informations sur les grottes marines pour identifier les grottes à surveiller, les procédures expliquées dans la section ci-dessus peuvent être ignorées. Cependant, dans tous les cas, il est recommandé d'effectuer au moins une fois des prospections sur l'ensemble de la zone car les phoques moines de la Méditerranée peuvent également utiliser des crevasses protégées et profondes pour se reposer.

4.5.1.2.1. Inventaire des grottes

19. Les informations sur les grottes nouvellement explorées doivent être consignées dans une étude sur le terrain (annexe 1) et dans un protocole d'inventaire des grottes (annexe 2). Le protocole d'inventaire des grottes comprend les coordonnées de la grotte ainsi que diverses caractéristiques liées à la surveillance du phoque moine de la Méditerranée, y compris une photographie de la grotte, le nombre d'entrées, de plateformes de repos et de chambres à air, sa longueur totale, son croquis si possible, etc. Chaque grotte devrait être classée également selon les catégories décrites par Gucu et al. (2004).

4.5.1.2.2. Sélection des grottes à surveiller

20. Pour évaluer le risque que la caméra soit exposée à de fortes vagues lors du choix de la grotte à surveiller, il faut prendre en considération la hauteur du plafond et la largeur de l'espace intérieur des grottes activement utilisées. Afin d'éviter la perte de pièges photographiques, les grottes dont le plafond est inférieur à la hauteur maximale des vagues ne sont pas surveillées. Pour sélectionner de manière efficace les grottes à surveiller, il faut prendre en compte une combinaison de divers facteurs tels que la saison, l'accessibilité, les caractéristiques et le type de grotte (potentielle, active, de reproduction) ainsi que le nombre de pièges photographiques disponibles. Toutefois, s'il n'est pas possible d'effectuer une surveillance toute l'année, il faut mettre l'accent sur les grottes de reproduction pendant la saison de reproduction, car la fécondité est le paramètre de population le plus important à surveiller.

4.5.1.2.3. Installation, déploiement et récupération d'un piège photographique

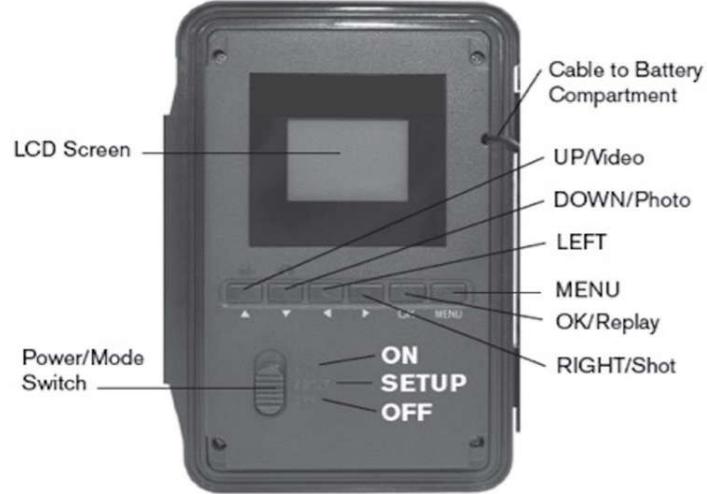
21. Les pièges photographiques disponibles dans le commerce ont des modes photo, vidéo et hybride. Le mode hybride permet de prendre des photos et des vidéos à chaque déclenchement, ce qui peut être bon pour la collecte de données sur le comportement. La taille de l'image de l'appareil photo doit être de la plus haute résolution car des photographies de haute qualité sont nécessaires pour les analyses de photo-identification. La durée des films vidéo doit être définie en tenant compte de la durée du déploiement, de l'autonomie de la batterie et de la taille de la carte mémoire.

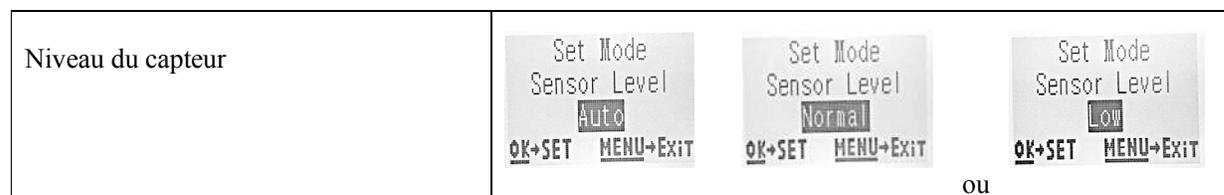
22. Les données et l'horodatage du piège photographique sont d'une importance cruciale pour les données stockées sur les cartes mémoire. L'horloge intégrée doit être réglée avec soin et le mode tampon doit être allumé, c'est à dire réglé sur « ON ». Certains pièges photographiques sont munis d'un timbre de température et de la phase lunaire, ce qui peut être utile pour obtenir davantage d'informations sur le comportement du phoque à l'intérieur de la grotte.

23. La plupart des pièges photographiques disponibles dans le commerce prennent automatiquement une photo ou enregistrent un film vidéo à l'intervalle de temps de votre choix, pour éviter que la carte ne se remplisse d'images redondantes et pour prolonger la durée de vie des piles. L'intervalle entre deux activations consécutives peut être fixé à 20 minutes et plus, afin de minimiser les perturbations (Gucu 2009). Le réglage du capteur est réglé sur auto ou sur normal/moyen si l'option auto n'est pas disponible, comme c'est le cas pour certains modèles. Si d'autres organismes (chauves-souris, rats, etc.) sont observés dans la grotte, un réglage à faible sensibilité des capteurs peut être utilisé pour éviter une activation inutile du piège à caméra par ces derniers (

24. Tableau 1).

Tableau 1. L'installation de base d'un appareil photo pour les relevés et la surveillance des grottes de phoques moines

Installation de base d'un piège photographique pour les relevés et la surveillance des grottes de phoques moines	
Vue avant	Vue arrière
	
Paramètres	Affichage de l'écran LCD
Mode appareil photo	 
Taille de l'image de l'appareil photo	
Durée du film vidéo si le mode hybride est activé	
Intervalle d'événement	



25. L'emplacement des pièges photographiques est déterminé de manière à obtenir des photos convenables qui couvrent le bon endroit où l'animal passe le plus clair de son temps dans la grotte. Le nombre de pièges utilisés dans une grotte varie en fonction de la taille et de la morphologie de la grotte. Les grottes avec un large espace intérieur où les plates-formes de repos sont plus grandes que l'angle de vue de la caméra sont surveillées avec un nombre adéquat de pièges photographiques.

26. Le support mural pour le piège photographique est cloué à l'emplacement approprié. Après s'être assuré que le piège est dans un bon emplacement, il est fixé de façon permanente en recouvrant les pieds de ciment blanc. Une fois le ciment sec, le piège photographique est ensuite vissé au bras mobile du support mural. Enfin, l'angle d'inclinaison du piège est vérifié, le couvercle en papier sur le capteur infrarouge passif (IRP) est retiré et le piège est activé. Le piège photographique est renforcé par des serre-câbles en plastique.

27. Selon la combinaison de divers facteurs tels que la saison, l'accessibilité, le type de grotte (potentielle, active ou de reproduction) et les caractéristiques de la grotte, les pièges photographiques sont laissés dans les grottes pendant un à trois mois au maximum. Lors de la récupération, les pièges photographiques utilisés sont généralement usés par les conditions dans la grotte et sont généralement remplacés par de nouveaux pièges. Cependant, la carte flash n'est remplacée que s'il n'y a pas d'appareil photo de rechange disponible et que la carte précédente est conservée dans la grotte pour le prochain relevé.

4.5.2. Méthodes de surveillance secondaires

28. Les méthodes ci-dessous sont utilisées pour la surveillance du phoque moine de la Méditerranée, mais les résultats sont généralement très limités. Ces méthodes sont donc considérées comme complémentaires aux méthodes de surveillance primaires.

4.5.2.1. Relevés terrestres

29. Les relevés terrestres sont effectués par une équipe de deux observateurs pendant la journée à un point haut où la présence du phoque moine a été précédemment confirmée ou signalée. Au cours des observations, on recueille de l'information sur la date et l'heure du début et de la fin de l'observation, le nom et les coordonnées du point d'observation, les conditions météorologiques (prises toutes les heures ou lorsqu'elles changent), l'heure de l'observation des phoques, leur morphologie et leur comportement. Des photos/vidéos sont prises lorsque cela est possible. Le relevé dure plus d'une heure et est interrompu si un phoque n'apparaît pas après deux heures d'observation ou lorsque le phoque aperçu a disparu de la vue. Les relevés terrestres sont également limités par les conditions météorologiques (état de la mer, force et direction du vent, visibilité).

4.5.2.2. Surveillance opportuniste

i. Observateurs dédiés sur une plateforme opportuniste (c.-à-d., un navire océanographique)

30. Les levés sont effectués par des observateurs spécialisés pendant la journée pendant que le navire est en transit. Un observateur est placé sur la passerelle du navire de recherche et cherche la présence du phoque moine à l'œil nu et aux jumelles. Au cours des observations, on recueille de l'information sur la date, l'heure de début et de fin ainsi que les coordonnées de l'observation, les conditions météorologiques (prises toutes les heures ou lorsqu'elles changent), l'heure de l'observation des phoques, leur nombre, leur morphologie et leur comportement. Des photos/vidéos sont prises lorsque cela est possible. Ces observations sont effectuées lorsque le navire de recherche navigue à des vitesses ne dépassant pas 12 nœuds et que les conditions météorologiques sont relativement bonnes.

ii. Échouage

31. Les renseignements sur l'animal échoué sont consignés, y compris le numéro d'identification, la date d'observation, le lieu de l'échouement, les coordonnées de latitude et de longitude, la longueur et le poids de l'animal (si possible à mesurer), sa classe d'âge, son sexe, son état (vivant ou mort) et d'autres

commentaires relatifs à l'observation, notamment des preuves de blessure ou de contact humain. Des photos/vidéos sont prises dans la mesure du possible. Les caractéristiques morphologiques sont mises en correspondance avec une fiche d'identification du phoque. Les données sur les échouages permettent d'estimer le taux de mortalité et d'évaluer la structure démographique de la population.

4.5.3. Tableaux de synthèse

Tableau 2. Un tableau de synthèse énumérant les différentes méthodes de surveillance qui peuvent être utilisées pour suivre chaque indicateur commun.

En ce qui concerne les indicateurs communs				
Méthodes de surveillance	IC 3 Aires de répartition des espèces	IC 4 Abondance de la population	IC 5 Caractéristiques démographiques	Ce qu'il faut relever/surveiller
Relevés pour explorer les habitats de repos et de reproduction	x	x	x	<ul style="list-style-type: none"> Présence/absence de phoque Habitats des phoques Utilisation de l'habitat du phoque
Surveillance des grottes	x	x	x	<ul style="list-style-type: none"> Structure démographique de base, paramètres et tendances Utilisation de l'habitat du phoque Comportement du phoque Identification de l'individu Surveillance des habitats Coût faible Peut être utilisé pour sensibiliser le public
Relevés terrestres	0	0	x	<ul style="list-style-type: none"> Présence/absence de phoque Habitats des phoques Utilisation de l'habitat du phoque Comportement
Observateurs dédiés sur plateforme opportuniste (c.-à-d., un navire de	x	x	x	<ul style="list-style-type: none"> Présence/absence de phoque Habitats des phoques
Échouage	x	x	x	<ul style="list-style-type: none"> Contribution à la structure démographique de base (en particulier les taux de mortalité)

Tableau 3. Un tableau de synthèse énumérant les différentes méthodes d'analyse des données qui peuvent être utilisées pour chaque indicateur commun (IC). X : la méthode est pertinente ; 0 : la méthode n'est pas pertinente

Méthodes d'analyse des données / en rapport avec les indicateurs	IC 3 Aires de répartition des espèces	IC 4 Abondance de la population	IC 5 Caractéristiques démographiques
Photo-identification	x	x	x
Analyses démographiques	0	x	x
Analyses de viabilité de la population	0	x	x
Analyses marquage-recapture	0	x	0

Tableau 4. Tableau de synthèse énumérant l'équipement pour les différentes méthodes de recherche. X représente l'équipement utilisé, 0 représente l'équipement non utilisé.

Équipement	Méthodes de surveillance primaires		Méthodes de surveillance secondaires		
	Relevés pour explorer les habitats de repos et de reproduction	Surveillance des grottes	Relevés terrestres	Surveillance opportuniste (à partir d'un navire)	Surveillance opportuniste (échouage)
Navire de recherche/canot pneumatique	X	X	0	0	0
GPS	X	X	X	X	X
Appareil de photo/vidéo	X	X	X	X	0
Lampe torche sous-marine	X	X	0	0	0
Équipement personnel de plongée libre (masque, tuba et palmes) (équipement ABC)	X	X	0	0	0
Caméra-piège avec détecteur de mouvement à capteur IRP	X	X	0	0	0
Carte mémoire flash	X	X	0	0	0
Support mural pour piège photographique adapté aux grottes (en chrome, personnalisé)	X	X	0	0	0
Scellant en silicone	X	X	0	0	0
Sac imperméable et récipient	X	X	0	0	0
Gilet de sauvetage	X	X	0	0	0
Divers outils (serre-câbles en plastique, clous, pinces)	X	X	0	0	0
Jumelles	0	0	X	X	0

Tableau 5. Tableau de synthèse énumérant l'équipement pour les différentes méthodes de recherche.

Méthodologie de surveillance	Avantage	Inconvénient
Relevés pour explorer les habitats de repos et de reproduction	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mise à jour et identification des habitats ▪ Mise à jour/enregistrement de l'utilisation de l'habitat 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Coûts élevés et défis logistiques
Surveillance des grottes (avec pièges photographiques)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Enregistrement des données démographiques de base ; structure, paramètres et tendances ▪ Enregistrement du comportement naturel ▪ Identification individuelle ▪ Pas de perturbation/perturbation minimale ▪ Surveillance des habitats ▪ Coût faible ▪ Peut être utilisé pour sensibiliser le public 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ L'équipement est sujet à l'exposition à l'eau et aux dommages ▪ Estimations de population de qualité moyenne
Relevés terrestres	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mise à jour et identification des habitats ▪ Mise à jour/enregistrement de l'utilisation de l'habitat ▪ Contributions à la structure démographique de base ▪ Faible coût et défis 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mauvaise identification individuelle ▪ Estimations de population de qualité inférieure
Observateurs dédiés sur plateforme opportuniste (c.-à-d., un navire de recherche)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mise à jour et identification des habitats ▪ Mise à jour/enregistrement de l'utilisation de l'habitat ▪ Contributions à la structure démographique de base 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mauvaise identification individuelle ▪ Estimations de population de qualité inférieure
Échouage	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Contribution à la structure démographique de base (en particulier les taux de mortalité) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mauvaise identification individuelle

5. Analyses de données

5.1. Photo-identification (Photo-ID)

32. L'estimation de la taille de la population de phoques moine de la Méditerranée revêt une importance cruciale pour évaluer l'état de l'espèce. Cependant, il s'agit d'un travail très difficile étant donné leur petit nombre et leur nature isolée. Par conséquent, les méthodes utilisées dans les études sur les cétacés telles que le marquage ou l'observation à partir de bateaux ne sont pas applicables pour cette espèce. D'autre part, la photo-ID est une autre méthode couramment utilisée sur de nombreuses espèces qui est une alternative pratique pour les études sur le phoque moine.

33. Le phoque moine de la Méditerranée a des motifs de pelage, des cicatrices et des marques naturelles uniques qui peuvent être identifiés grâce à des photographies à haute résolution et des séquences vidéo prises par des pièges photographiques. La couleur du pelage n'est pas utilisée pour identifier les phoques, car elle est foncée et brillante lorsque le phoque vient de sortir et devient graduellement gris clair à mesure que l'animal se dessèche au repos. Les photographies obtenues sont triées par date et heure pour pouvoir identifier les phoques photographiés en même temps. Les images

obtenues sont contrôlées et les phoques photographiés sont regroupés en fonction de leur sexe et des catégories morphologiques selon Samarach et Gonzalez (2000), Dendrinis et al. (1999), Ok (2006). Le détail des catégories morphologiques est donné ci-dessous à la section 3.2.1. Cartographie des caractéristiques morphologiques sur une fiche d'identification du phoque (annexe 1). Ces feuilles comprennent des dessins dorsaux, ventraux et latéraux des phoques et qui peuvent être remplis à la main. Enfin, les fiches sont compilées dans un catalogue d'identification qui comprend les caractéristiques de base des individus identifiés telles que le sexe, le nom, le stade morphologique, la date de la première observation et des informations sur l'habitat.

5.2. Structure démographique

34. La structure démographique de la population est explorée à l'aide des approches expliquées ci-dessous.

5.2.1. Âge minimum estimé

35. L'âge minimum d'un individu est estimé selon la méthode donnée par Gucu et al (2004)

Âge minimum estimé en années ; $A_{est} = (P-D)/365 + X$ où

D : date de la première observation

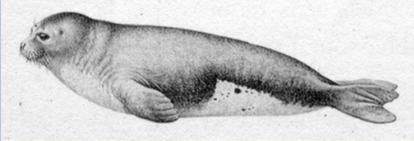
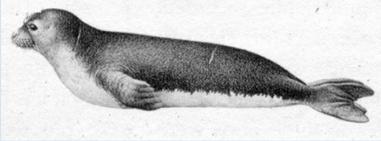
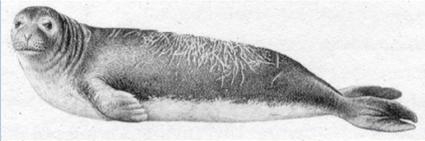
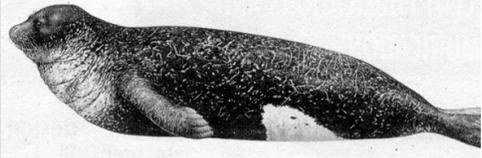
P : nombre de jours passés depuis la première observation

X : l'âge de l'individu à la première observation

36. Afin d'estimer l'âge minimum d'un individu en années, l'âge de l'individu à la première observation (X) est estimé en choisissant une des catégories morphologiques décrites dans le Tableau 6.

Tableau 6. Modification des catégories morphologiques du phoque moine de la Méditerranée (extrait de Ok, 2006).

Étape	Caractéristiques de la catégorie	Période (années)	Photo/illustration Photos tirées de Dendrinis et al. 1999 Illustrations tirées de Samarach et Gonzales, 2000
1	blanchon maigre (avant la mue, mam)	0,00 - 0,03	
2	blanchon gras (avant la mue, gam)	0,03 - 0,08	
3	blanchon en mue (pré-sevrage, mps)	0,08 - 0,14	

4	blanchon pré-sevrage (ps)	0,14 - 0,33	
5	jeune sevré (j)	0,33 - 2,50	
6	sub-adulte (sa)	2,50 - 6,00	
7	jeune adulte femelle (jaf)	6,00 - 7,00	
8	jeune adulte mâle (jam)	7,00 - 8,00	
9	femelle adulte (fa)	8,00 - 20,00	
10	mâle adulte (ma)	9,00 - 20,00	
11	femelle sénescence (fs)	20,00- -	Non disponible

5.2.2. Fécondité

37. La fécondité de la population est calculée à l'aide de la formule définie par Akçakaya et al. (1999)

$$F_t = P_{t+1}/A_t$$

F_t : fécondité au temps t

P_{t+1} : nombre de blanchons nés au temps $t+1$

A_t : nombre de parents au temps t

5.2.3. Taux de naissance annuel

38. Le taux de naissance annuel de la population est calculé selon Gazo et al. (1999)

$$ABR_t = P_t / AF_t$$

ABR_t = taux de naissance annuel au temps t

P_t = nombre de blanchons nés au temps t

AF_t = nombre de femelles à maturité sexuelle (catégories à partir de 7 dans le tableau 2) au temps t

5.2.4. Taux de survie et de mortalité

39. Le nombre d'individus et de décès (principalement des animaux échoués) est enregistré chaque année et utilisé pour calculer le taux de mortalité annuel, puis soustrait de 1 pour obtenir le taux de survie global vers l'année suivante. La formule suivante d'Akçakaya et al. (1999) résume le calcul :

$$S_t = 1 - (D_{t+1} / N_t)$$

S_t : survie des individus au temps t

N_t : nombre d'individus au temps t

D_{t+1} : nombre de décès au temps t+1

5.3. Méthodes avancées supplémentaires

5.3.1. Analyse de viabilité de la population

40. L'analyse de la viabilité des populations est utilisée pour explorer l'état actuel et futur des phoques moines de la Méditerranée, y compris les menaces relatives à chaque espèce, le risque de leur extinction ou de leur déclin et leurs chances de rétablissement, sur la base des données spécifiques des espèces décrites par Akçakaya et al. (1999). Différents types de modèles de population peuvent être utilisés en fonction de la structure de la population. Un modèle de population stochastique structuré par étapes est utilisé car il groupe les individus dans une population en fonction de leur âge ou de leurs caractéristiques morphologiques, ce qui permet d'intégrer dans le modèle les taux vitaux (survie et fécondité) par âge ou par classe d'étapes (Akçakaya 2000). Les résultats du modèle sont résumés en termes de trajectoires de population et de risques de déclin à l'intérieur de différentes durées et de différents paramètres.

5.3.2. Analyses marquage-recapture

41. Les données dérivées de la photo-identification sont exploitées dans les analyses marquage-recapture. Dans cette approche, on utilise les événements de ré-observation de phoques portant des marques distinctives pour étudier les habitudes de déplacement, la fidélité au site et la taille de la population (Karlsson, Hiby, Lundberg, 2005). Plus précisément, l'indice de recapture de marquage (Lancia et al., 1994) est utilisé en considérant un modèle de population fermée à 2 échantillons de Lincoln-Petersen (Lincoln, 1930). La première étape consiste à capturer et à marquer un échantillon d'individus. Les méthodes de marquage dépendent de l'espèce. Chez le phoque moine, les individus identifiés sont supposés être des individus marqués. L'hypothèse soutenant les méthodes de marquage et de recapture est que la proportion d'individus identifiés lors du premier contrôle re-capturé dans la période suivante représente la proportion d'individus identifiés dans l'ensemble de la population.

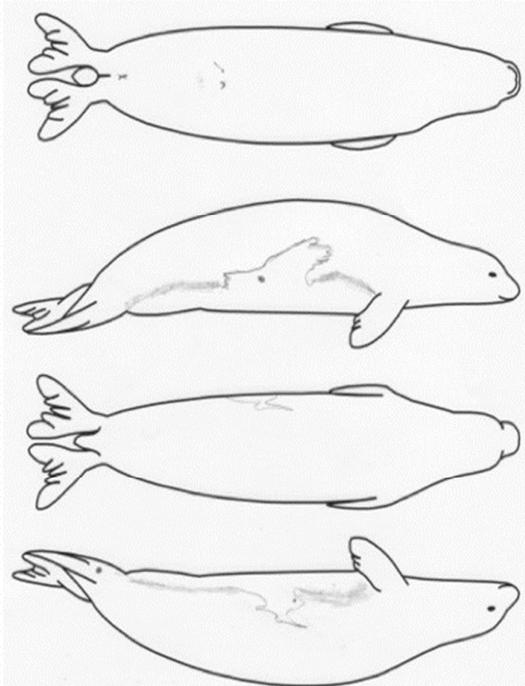
6. Contrôle qualité

42. Tous les protocoles de relevés remplis font l'objet d'une vérification croisée entre au moins deux membres de l'équipe d'enquête. Les photographies prises par pièges photographiques sont notées par différents chercheurs en tenant compte de divers facteurs tels que la résolution de l'image, le niveau de distinction, la visibilité des marques naturelles. Afin de vérifier l'exactitude de la photo-identification, le même ensemble de photographies est évalué par différents chercheurs. Chaque groupe national de surveillance a ses propres protocoles de contrôle qualité. Bien que les méthodes de photo-identification utilisées soient similaires, la sélection, la notation et l'appariement des images varient grandement d'un groupe de recherche à l'autre. Il est donc recommandé qu'un protocole commun de contrôle qualité soit élaboré entre les Parties contractantes.

7. Références

- Akçakaya, H. R., 2000. Population viability analyses with demographically and spatially structured models. *Ecological Bulletins* 48: 23-38.
- Akçakaya, H. R., Burgman, M.A., and Ginzburg, L.R., 1999. *Applied Population Ecology: principles and computer exercises using RAMAS© EcoLab 2.0*. Second edition. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 285 pp.
- Dendrinis, P., Tounta, E., and Kotomatas, S., 1999. A Field Method for Age Estimation of the Mediterranean Monk Seal Pups. 13th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Maui, Hawaii, 28 November-3 December 1999.
- Gucu, A.C., Gucu, G., and Orek H., 2004. Habitat use and preliminary demographic evaluation of the critically endangered Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) in the Cilician Basin (eastern Mediterranean). *Biological Conservation* 116 (2004) 417-431.
- Gucu A. 2009. Preliminary study on the effects of photo traps used to monitor Mediterranean monk seals *Monachus monachus*. *Endanger Species Res* 10:281–285
- IUCN/UNEP, 1998. The Mediterranean monk seal. In: Reinjders, P.J.H., de Visscher, M.N., Ries, E., (Eds.). IUCN, Gland, Switzerland, 59 p.
- IMAP, 2017. Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria, UN Environment/MAP Athens, Greece.
- Karamanlidis, A. A., Dendrinis, P., de Larrinoa, P. F., Gücü, A. C., Johnson, W. M., Kiraç, C. O., & Pires, R., 2016. The Mediterranean monk seal *Monachus monachus*: Status, biology, threats, and conservation priorities. *Mammal Review*, 46(2): 92–105.
- Karlson, O., Hiby, L., Lundberg, T., Jussi, M., & Jussi, I., 2005. Photo-identification, site fidelity, and movement of female grey seals (*Halichoerus grypus*) between haul-outs in the Baltic Sea. *Royal Swedish Academy of Science*, 34, (8) 628-634.
- Lancia, R. A., Nichols J. D., and Pollock, K. H., 1994. Estimating the number of animals in wildlife populations. Pages 215-253 in T. A. Bookhout, ed. *Research and management techniques for wildlife and habitats*. Fifth ed. The Wildlife Society, Bethesda, Md.
- Lincoln, F. C. 1930. Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns. U.S. Department of Agriculture Circular 118:1–4. 1
- Ok, M., 2006. Past, Present Status and Future of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*, Hermann 1779) in the Northeastern Mediterranean. MSc. Thesis, Middle East Technical University, Institute of Marine Sciences, Mersin, Turkey, 114 pp.
- Samaranch, R., and González L. M., 2000. Changes in morphology with age in Mediterranean monk seals (*Monachus monachus*). *Mar. Mammal Sci.* 16(1):141-157.

Annexe 3 : Fiche d'identification

	<p>Code : Y1 Sex : Female (Youngster) Sighted in : Zafer Burnu Cave(s) used : Z1 Number of photos : 20 Identification : Ventral discoloration</p>
	

C. Lignes directrices pour la surveillance des oiseaux de mer en Méditerranée

Table des matières

Rapport de synthèse

1. Introduction

2. Cadre stratégique

3. Agrégation des espèces - groupes fonctionnels

4. Stratégie de surveillance

5. Méthodes de surveillance

Recensement des colonies

Nombre de perchoirs sur terre ferme (agrégation)

Dénombrement des points de migration

Relevés à partir de navires

Relevés aériens

Science citoyenne (portails ornithologiques, journaux de bord, observations opportunistes)

Questionnaires (pêcheurs, navigateurs)

Capter - marquer - recapter

Utilisation de méthodes de suivi (VHF, GPS, PTT) pour localiser les sites importants

Pièges photographiques

Drones

6. Couverture territoriale

7. Conception et représentativité de l'échantillonnage

8. Choix du moment (timing) et régularité - l'importance des séries chronologiques à long terme

9. Gestion, analyse et contrôle des données

10. Rapports

11. Références

Annexe 1 - Tableau comparatif Caractéristiques des techniques de surveillance

Rapport de synthèse

1. La conservation et l'utilisation rationnelle des écosystèmes marins exigent la gestion des activités humaines. Des connaissances scientifiques solides sont nécessaires pour permettre la mise en place de mesures adéquates. La surveillance et l'évaluation des populations biologiques et des conditions écologiques dont elles dépendent deviennent essentielles pour atteindre les objectifs de conservation.
2. Dans la région méditerranéenne, le Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer Méditerranée et du littoral et critères d'évaluation connexes (IMAP) de l'ONU Environnement/PAM et la Convention de Barcelone définit la feuille de route pour la mise en œuvre du Processus de l'approche par écosystème (processus EcAp) entre 2016 et 2021, pour évaluer l'état de la mer Méditerranée et du littoral, comme base pour des mesures supplémentaires ou renforcées.
3. En ce qui concerne les oiseaux de mer, l'IMAP propose de surveiller et d'évaluer les indicateurs communs (IC) suivants : CI 3 : Aires de répartition des espèces (EO1) ; CI 4 : Abondance de la population d'espèces sélectionnées (EO1) ; CI 5 : Caractéristiques démographiques de la population (EO1, p. ex. taille corporelle ou structure des classes d'âge, rapport des sexes, taux de fécondité, taux de survie/mortalité). L'IMAP recommande de suivre et d'évaluer ces indicateurs communs pour une sélection de 11 espèces représentatives au total, organisées en 5 groupes fonctionnels.
4. Les groupes fonctionnels visent à combiner l'information sur différentes espèces pour illustrer l'effet des facteurs communs. Chaque groupe fonctionnel représente un rôle écologique prédominant (p. ex. oiseaux se nourrissant en surface au large des côtes, poissons démersaux) au sein du groupe d'espèces. Aux fins des présentes lignes directrices, les groupes fonctionnels les plus pertinents sont les prédateurs supérieurs des zones côtières et les espèces des zones benthiques côtières, des zones côtières et des zones hauturières (de surface ou pélagiques).
5. Il est recommandé que les autorités compétentes élaborent une stratégie de surveillance détaillant les espèces, les données, la méthodologie, les sites et le calendrier. Il devrait également préciser l'utilisation des données recueillies. Idéalement, la stratégie de suivi sera mise en œuvre au moyen de plans de travail pluriannuels successifs. Il est recommandé de garder les choses simples et de viser le long terme ; quelques espèces surveillées dans un nombre raisonnable de sites représentatifs sur plusieurs années (> 20 ans) est susceptible de fournir des résultats plus informatifs que dans le cas d'approches plus ambitieuses avec un effort variable sur une période plus courte.
6. Le choix de la méthode de surveillance dépendra de l'espèce et des données recherchées. Le dénombrement des oiseaux dans les colonies (recensement des colonies) est le moyen le plus efficace d'obtenir des données numériques sur l'abondance des espèces et les tendances démographiques dans le temps. Le nombre de colonies et leur répartition spatiale fournissent également des informations sur l'aire de répartition des espèces. Les recensements doivent être effectués régulièrement tous les 5 à 10 ans et doivent être effectués par des professionnels afin de réduire au minimum les perturbations.
7. En dehors des colonies de reproduction, le dénombrement des oiseaux dans des sites particuliers où les oiseaux se regroupent (pour se percher, se baigner, etc.) peut fournir une bonne indication de leur abondance, surtout si des recensements sont effectués simultanément dans plusieurs sites dans une zone donnée. La présence des oiseaux peut être influencée par des facteurs externes, de sorte qu'une bonne connaissance des conditions locales et un échantillon de grande taille peuvent aider à améliorer la précision des estimations. De même, les radeaux pour puffins en mer, près des sites de reproduction, peuvent être utilisés comme approximation du nombre d'individus reproducteurs sur ces sites, mais la taille de ces radeaux varie beaucoup, de sorte qu'ils ne représentent pas nécessairement les différences dans la taille des populations sur le site. Cette méthode peut compléter d'autres techniques, mais il n'est pas recommandé d'estimer à elle seule l'abondance des oiseaux.
8. Le dénombrement des points de migration permet d'évaluer l'abondance totale des oiseaux passant par des points étroits en mer. On ne peut s'attendre à ce que cette méthode fournisse des estimations fiables qu'à quelques points stratégiques comme le détroit de Gibraltar, mais elle peut être moins précise ailleurs. La détectabilité peut poser un problème, mais elle pourrait être améliorée par des méthodes d'échantillonnage à distance. Le dénombrement des oiseaux aux points de migration ne permet pas d'établir un lien avec les populations locales, son utilisation est donc limitée.
9. Les relevés à bord de navires dans des transects à vitesse constante sont une méthode très efficace pour surveiller la distribution et l'abondance des oiseaux de mer, en particulier lorsque la probabilité de détection est estimée en même temps à l'aide de la méthode d'échantillonnage à distance. Idéalement, l'équipe d'arpentage devrait pouvoir utiliser librement un navire et contrôler son déplacement et sa vitesse. La

répartition des oiseaux de mer peut être fortement perturbée par l'apparence et l'activité du navire de relevé ; les bateaux de pêche sont les moins adaptés aux relevés, car ils ont tendance à attirer un grand nombre d'espèces. Lors de l'arpentage, il est recommandé d'enregistrer l'activité du bateau ainsi que d'autres bateaux, en particulier s'ils pêchent.

10. Les relevés aériens sont une autre méthode efficace pour étudier la distribution et l'abondance non reproductrice à grande échelle, mais ce n'est peut-être pas la méthode préférée dans le contexte méditerranéen. Le temps de vol peut être très coûteux, et la distance et la vitesse du relevé peuvent limiter la capacité de détecter ou d'identifier les espèces difficiles. Il est important de consigner tous les événements (p. ex. la présence de bateaux de pêche) pendant les relevés. Les méthodes d'échantillonnage à distance devraient être utilisées pour estimer la densité.

11. La science citoyenne (observations opportunistes) et les questionnaires des pêcheurs sont des méthodes complémentaires pour obtenir des informations supplémentaires sur la répartition des oiseaux de mer. L'efficacité de ces méthodes est limitée ; leur valeur augmente lorsque les observations en bateau sont fournies par des collaborateurs réguliers et lorsque l'emplacement exact (coordonnées) est enregistré.

12. Les méthodes de capture-marquage-recapture (CMR) sont très efficaces pour fournir des estimations solides des variables démographiques, mais elles exigent une planification adéquate et un engagement à long terme (au moins 5 ans, idéalement 10 ans ou plus), ainsi que des équipes hautement spécialisées. Cela limite l'utilisation des méthodes CMR à un nombre relativement restreint de sites et d'espèces. L'équipe devrait également recueillir des données in situ sur la biologie de la reproduction des espèces à l'étude afin de permettre l'élaboration de modèles de population.

13. Les méthodes de suivi sont de plus en plus populaires et peuvent être extrêmement utiles pour dévoiler les mouvements et le comportement d'un petit nombre d'individus. Toutefois, ces individus ne sont pas nécessairement représentatifs de l'ensemble de la population, de sorte qu'il peut être nécessaire de disposer d'échantillons suffisamment importants. Le suivi fournit des données de présence seulement à un coût moyen à très élevé ; leur efficacité pour surveiller l'abondance des oiseaux est limitée, mais elles peuvent aider à trouver/identifier les zones de grande activité d'oiseaux marins.

14. Des pièges photographiques automatisés peuvent être utilisés pour fournir des données sur le succès de la reproduction et sur les causes de l'échec (p. ex. la prédation). Cette méthode est très efficace pour obtenir des informations et plusieurs appareils photo peuvent être déployés dans plusieurs colonies. Il existe des coûts engendrés par les appareils photo et le nombre d'heures de travail nécessaires pour analyser les images ou les vidéos. L'utilisation de drones permet d'estimer la superficie totale occupée par la colonie de reproduction, ainsi que le nombre total et plusieurs estimations de la densité. Une certaine préparation est nécessaire avant le début de la saison de reproduction. Les enquêtes devraient être interrompues dès les premiers signes de perturbation ou de stress.

15. Les recensements complets devraient couvrir tous les sites de reproduction (la plupart) et devraient être effectués régulièrement, tous les 5 à 10 ans. Des travaux plus intensifs ne peuvent être effectués que sur quelques sites à la fois : les sites sélectionnés doivent être représentatifs de l'éventail des conditions écologiques disponibles dans le pays ou la région. De plus, il faut faire preuve de prudence lorsqu'on extrapolera à l'ensemble des résultats obtenus à partir de quelques sites.

16. L'effort de relevé devrait être planifié de manière à coïncider avec le pic de détectabilité de chaque espèce. Le plus grand effort doit être consacré à la poursuite des séries chronologiques des activités de surveillance précédentes. La plupart des méthodes d'analyse statistique peuvent faire face à une lacune de la série, mais rares sont celles qui engendrent deux lacunes consécutives (saisons) sans données.

17. L'utilisation des données de surveillance devrait être définie dans la stratégie de surveillance. La collecte des données doit être simple et claire, et elle doit rester constante le plus longtemps possible, afin d'assurer la cohérence des séries chronologiques. Les types d'analyses statistiques doivent être clairs dès le début et doivent être communiqués à l'équipe qui effectue le travail sur le terrain afin d'améliorer la qualité des données.

18. Les rapports doivent suivre le système intégré de données et d'information de l'ONU Environnement/PAM et la Convention de Barcelone et devraient être basés sur la structure des fiches d'information sur les indicateurs communs. Pour les États membres de l'UE, le système de déclaration spécifique de l'article 12 de la directive « Oiseaux » exige qu'ils fournissent des données sur l'état réel et les tendances des populations d'oiseaux, le prochain rapport étant prévu pour 2019.

1. Introduction

19. L'Objectif 14 du développement durable de l'ONU « Vie aquatique » appelle à la conservation et à l'utilisation durable des océans, des mers et des ressources marines pour un développement durable. Pour atteindre cet objectif, il est nécessaire de gérer les activités humaines et de promouvoir la conservation et l'utilisation rationnelle des écosystèmes marins. La surveillance et l'évaluation, fondées sur des connaissances scientifiques, deviennent des outils indispensables pour évaluer l'état de tout système marin et mettre en place des mesures adéquates.

20. L'approche écosystémique (CDB 2000) intègre la gestion des activités humaines et de leurs institutions avec la connaissance du fonctionnement des écosystèmes. Elle exige d'identifier et d'agir sur les influences qui sont critiques pour la santé des écosystèmes marins, permettant ainsi une utilisation durable des biens et services écosystémiques et le maintien de l'intégrité des écosystèmes (Farmer et al. 2012). Pour bien informer la planification de la gestion, il est particulièrement important que les méthodes d'évaluation et les outils de gestion puissent intégrer de nouvelles connaissances, de nouvelles méthodes de suivi (pour résoudre le problème de la couverture de vastes zones) et de nouveaux indicateurs dans les évaluations, tout en maintenant la comparabilité avec les évaluations précédentes afin que tout changement du statut puisse être mesuré et quantifié (Borja et al. 2016).

2. Cadre stratégique

21. Dans le contexte de la Méditerranée, le Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée a adopté en 2017 son Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer Méditerranée et du littoral et critères d'évaluation connexes, IMAP (Décision IG.22/7). L'IMAP décrit la stratégie, les thèmes et les produits que les Parties contractantes à la Convention de Barcelone visent à mettre en œuvre au cours du deuxième cycle de mise en œuvre du processus de l'approche écosystémique (processus EcAp), entre 2016 et 2021, afin d'évaluer l'état de la mer Méditerranée et du littoral, comme base pour des mesures supplémentaires et/ou renforcées.

22. En ce qui concerne les oiseaux de mer, l'IMAP propose de surveiller et d'évaluer les indicateurs communs suivants :

Indicateur commun 3 : Aires de répartition des espèces (EO1) ;

Indicateur commun 4 : Abondance de la population d'espèces sélectionnées (EO1) ;

Indicateur commun 5 : Caractéristiques démographiques de la population (EO1, p. ex. taille corporelle ou structure des classes d'âge, rapport des sexes, taux de fécondité, taux de survie/mortalité)

23. L'IMAP recommande de surveiller et d'évaluer ces indicateurs communs pour une sélection de sites et d'espèces représentatifs, qui peuvent mettre en évidence la relation entre les pressions environnementales et leurs principaux impacts sur le milieu marin. Pour les oiseaux de mer, ceux-ci sont résumés dans le tableau 1 ci-dessous :

GROUPE FONCTIONNEL	ESPÈCES	
prédateurs supérieurs des zones côtières	<i>Falco eleonora</i>	Faucon d'Éléonora
	<i>Pandion haliaetus</i>	Balbuzard pêcheur
organismes benthiques de la zone intertidale	<i>n.a.</i>	
organismes benthiques de la zone côtière	<i>Phalacrocorax aristotelis desmarestii</i>	Cormoran huppé (de la Méditerranée)
organismes des zones hauturières (en surface)	<i>Larus audouinii</i>	

organismes des zones côtières (en surface)	<i>Larus genei</i>	Goéland railleur
	<i>Thalasseus (= Sterna) bengalensis</i>	Sterne voyageuse
	<i>Thalasseus (= Sterna) sandvicensis</i>	Sterne caugek
organismes des zones hauturières (en surface ou pélagiques)	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Océanite tempête européenne
	<i>Calonectris diomedea</i>	Puffin de Scopoli
	<i>Puffinus yelkouan</i>	Puffin de Méditerranée
	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Puffin des Baléares

24. Il est également recommandé que les Parties contractantes incluent au moins la surveillance des espèces comportant au moins deux zones de surveillance, l'une dans une zone exposée à une pression faible (p. ex. zone marine protégée/aire spécialement protégée d'importance méditerranéenne [ASPIM]) et l'autre dans une zone exposée à une forte pression d'activité humaine.

25. Dans le contexte de l'Union européenne, la décision (UE) 2017/848¹ de la Commission fixe les critères, les normes méthodologiques, les spécifications et les méthodes normalisées de surveillance et d'évaluation de la diversité biologique. Elle établit la nécessité de définir les critères, y compris les éléments des critères et, le cas échéant, les valeurs seuils, à utiliser pour chacun des descripteurs qualitatifs du bon état écologique (BEE). Les valeurs seuils sont destinées à contribuer à la détermination d'un ensemble de caractéristiques pour le statut de BEE et à éclairer leur évaluation de la mesure dans laquelle elles sont atteintes. Il établit en outre que la surveillance et l'évaluation devraient être fondées sur les meilleures données scientifiques disponibles. Toutefois, des progrès scientifiques et techniques supplémentaires peuvent encore être nécessaires pour soutenir leur développement ultérieur et devraient être utilisés à mesure que les connaissances et la compréhension deviennent disponibles.

3. Agrégation des espèces - groupes fonctionnels

26. L'utilisation de groupes fonctionnels à des fins de surveillance et d'évaluation résulte des travaux du Groupe de travail conjoint CIEM/OSPAR sur les oiseaux de mer (JWGBIRD) (CIEM 2015). L'objectif des groupes fonctionnels est de combiner l'information sur différentes espèces afin d'illustrer l'effet des facteurs communs. Cette classification repose sur le fait qu'il est probable que des facteurs naturels et anthropiques agiront à l'identique sur des espèces, qui partagent le même type d'aliments et dont les comportements alimentaires sont similaires, lorsqu'elles sont soumises aux mêmes contraintes de disponibilité de nourriture. Plusieurs conventions régionales pour la protection du milieu marin ont adopté l'utilisation de groupes fonctionnels d'espèces (p. ex. OSPAR, HELCOM), et ils figurent également dans la décision révisée de la Commission sur la directive-cadre Stratégie pour le milieu marin (2017/848/EU).

27. L'IMAP définit les groupes fonctionnels comme des ensembles d'espèces représentatives sur le plan écologique, en particulier des groupes d'espèces (très) mobiles tels que les oiseaux, les reptiles, les mammifères marins, les poissons et les céphalopodes. Chaque groupe fonctionnel représente un rôle écologique prédominant (p. ex. les oiseaux de mer mangeant en surface, les poissons démersaux) au sein du groupe d'espèces. Pour la région méditerranéenne, et pour les oiseaux de mer en particulier, les groupes fonctionnels les plus représentatifs sont :

prédateur supérieur côtier - oiseaux de proie et autres grands prédateurs qui se trouvent au sommet de la chaîne alimentaire du milieu côtier, donc pas nécessairement les seuls oiseaux marins au sens strict du

¹ Décision (UE) 2017/848 de la Commission du 17 mai 2017 établissant des critères et des normes méthodologiques relatifs au bon état écologique des eaux marines et des spécifications et méthodes normalisées de surveillance et d'évaluation, et abrogeant la Décision 2010/477/UE

terme. Dans un milieu non perturbé, une des espèces les plus représentatives serait la Pygargue à queue blanche (*Haliaetus albicilla*), un prédateur des oiseaux marins, mais aussi des mammifères et des poissons, depuis toujours persécuté et qui est devenu rare dans la région. Deux autres oiseaux de proie, le Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) et le Faucon d'Éléonore (*Falco eleonora*) nichent généralement sur les falaises. Bien que d'un point de vue écologique leurs niches sont plus larges, ils sont considérés comme appartenant à ce groupe à des fins de surveillance et d'évaluation.

prédateur à alimentation benthique littoral, côtier (côtier) - généralement des oiseaux de rivage (dont la Spatule blanche *Platalea leucorodia*), canards, oies, cygnes et goélands qui en général se nourrissent en marchant ou les pattes dans l'eau. Dans la région méditerranéenne, ces oiseaux sont plutôt associés aux zones humides ou aux marais salants, plutôt qu'aux zones côtières ou marines. L'IMAP n'identifie aucune espèce particulière comme appartenant à ce groupe fonctionnel, donc aucune ne sera prise en compte dans ces lignes directrices.

prédateurs à alimentation benthique subtidale, côtier - oiseaux qui plongent dans l'eau de mer pour se nourrir, généralement sur des poissons démersaux. Dans la région méditerranéenne, ce groupe est surtout représenté par le Cormoran huppé (*Gulosus* (= *Phalacrocorax*) *aristotelis desmarestii*), une forme endémique dont la population est estimée à seulement 10 000 individus et présents très localement. Les Cormorans huppés ont traditionnellement connu des phases de déclin et de reconstitutions, et pourraient être fortement affectés par la pression humaine, que ce soit en raison de l'occupation de leur zone d'habitat que des captures accessoires de la pêche.

prédateurs à alimentation pélagique de surface, au large - oiseaux (p. ex. goélands) qui se nourrissent dans la couche supérieure de la colonne d'eau sur la partie extérieure du plateau continental ou en pleine mer. Le Goéland d'Audouin (*Larus audouinii*), endémique de la Méditerranée, est l'espèce la plus caractéristique de ce groupe fonctionnel dans cette région. Rare autrefois, l'espèce a connu un renouvellement substantiel (en particulier dans l'ouest de la Méditerranée), en raison de la disponibilité croissante des rejets de pêche et de la protection de son habitat de nidification.

prédateurs à alimentation pélagique de surface, côtier - uniquement les espèces se nourrissant dans la couche superficielle de la colonne d'eau et principalement près du rivage. Dans la région méditerranéenne, cette niche est occupée par le Goéland railleur (*Larus genei*), la Sterne huppée (*Thalasseus* (= *Sterna*) *bengalensis*) et la Sterne caugek (*Thalasseus* (= *Sterna*) *sandvicensis*). Les deux premiers, bien que non endémiques en tant qu'espèce, ont des populations significatives d'un point de vue géographique et numérique en Méditerranée. Leur préférence pour les côtes basses et les eaux peu profondes les a traditionnellement rendus vulnérables à la transformation de leur habitat.

prédateurs hauturiers (de surface ou pélagiques) - les mers ouvertes sont généralement le royaume des oiseaux marins qui se nourrissent sur une plage large de profondeurs dans la colonne d'eau (albatros, pétrels, manchots). En Méditerranée, ils forment un petit groupe d'espèces endémiques extrêmement importantes pour la conservation : le Puffin des Baléares (*Puffinus mauretanicus*) et le Puffin Yelkouan (*Puffinus yelkouan*) sont tous deux menacés. Tout comme le Puffin de Scopoli (*Calonectris diomedea*), autre espèce endémique, ces oiseaux sont fréquemment victimes des captures accessoires de la pêche à la palangre, et sont également menacés, à terre, par les prédateurs introduits dans leurs colonies de reproduction. L'Océanite tempête (*Hydrobates pelagicus*) est le seul représentant dans notre région du groupe cosmopolite de pétrels tempête ; ce sont des oiseaux de mer de petite taille mais dont l'espérance de vie est très longue. Il s'agit de véritables oiseaux marins qui se nourrissent de plancton et constituent un indicateur fidèle de l'état général du milieu marin.

4. Stratégie de surveillance

28. Pour que l'utilisation des ressources limitées soit effective, il est essentiel que les autorités compétentes élaborent une stratégie de surveillance capable de fournir des détails sur des points importants tels que les espèces, les sites, les méthodes, le calendrier et la régularité. Il est également important de définir le mode d'utilisation des données collectées. Idéalement, la stratégie sera mise en œuvre au travers de plans de travail pluriannuels qui intégreront des travaux préliminaires et conclusifs au travail de terrain, ainsi que le développement des activités de surveillance à entreprendre.

29. En fonction de la composition des espèces, de la zone et des ressources disponibles, une stratégie de surveillance devrait comprendre les points suivants :

- a) **Espèces** - au minimum, les espèces représentatives de chaque groupe fonctionnel (Tableau 1) doivent être régulièrement surveillées, si elles sont présentes dans le pays. Il est possible d'ajouter d'autres espèces à l'ensemble, mais une telle décision doit tenir compte du fait qu'une surveillance efficace nécessite un engagement sur le long terme, qui peut se révéler difficile à respecter. En outre, la décision de surveiller d'autres espèces ne devrait pas compromettre la surveillance de l'ensemble des espèces représentatives, car étant surveillées à une plus grande échelle (p. ex. toute la région méditerranéenne), les données obtenues à l'échelle nationale ou locale ont une plus grande valeur
- b) **Données** - la nature des données à collecter varie en fonction de l'indicateur commun et est spécifiée dans les fiches d'information relatives aux indicateurs communs. Une stratégie de surveillance doit examiner les données possibles sous forme de valeurs numériques de répartition (aire totale occupée, nombre de carrés, cartes), d'abondance (nombre d'oiseaux présents, nombre de nids apparemment occupés, etc. ; densité relative), de productivité de reproduction (jeunes nés par œuf pondu, jeunes nés par tentative de reproduction) et de démographie générale (taux de survie annuel, taux de la population juvénile, ratio par classe d'âge). Dans la mesure du possible, il est recommandé de collecter des données supplémentaires sur les pressions environnementales qui peuvent être biologiquement pertinentes, comme cela se fait déjà dans certains pays. Ces données peuvent inclure des suivis sur les colonies afin de détecter des signes de prédation ou des traces de déchets anthropiques (plastiques, par exemple) dans les nids d'oiseaux marins, ainsi que des prélèvements de sang et / ou de plumes afin de détecter la présence de contaminants chez les oiseaux adultes ou leurs petits.
- c) **Méthodologie** - une évaluation du niveau de population peut être obtenue en comptant le nombre total d'individus à un moment donné ou à des périodes choisies d'échantillonnage, puis en calculant le nombre total par extrapolation. Cette dernière méthode (c'est-à-dire, échantillonnage + extrapolation) est de loin la plus courante, mais il faut bien choisir les périodes/sites d'échantillonnage, et recourir à des méthodes statistiques robustes pour le calcul. Une stratégie de surveillance doit préciser les méthodes d'échantillonnage, les techniques de surveillance et les procédures de calcul. Elle doit également décrire l'interaction des différentes méthodes, p. ex. en calculant une valeur tendancielle de la population annuelle (par échantillonnage stratifié et représentatif) et en l'associant à un recensement complet et à grande échelle tous les 5 ou 10 ans.
- d) **Sites** - la stratégie de surveillance définira la dimension spatiale de son échantillonnage. Les recensements globaux ne peuvent être effectués que périodiquement (généralement tous les 5 à 10 ans), alors que l'effort annuel pour obtenir des données sur les tendances de population ou sur les performances de la reproduction devra se limiter à un échantillon plus petit de sites représentatifs. Même au sein de colonies uniques (grandes), il est souvent nécessaire d'obtenir des données détaillées à partir d'une sélection aléatoire de carrés. Le nombre et l'emplacement des colonies surveillées influençant les résultats², il est important que la stratégie tienne compte de la représentativité de chaque site par rapport au contexte général. En général,

² La première loi de géographie de Tobler (autocorrélation spatiale) dit : « Tout interagit avec tout, mais deux objets proches ont plus de chances de le faire que deux objets éloignés » (Tobler 1970).

il est recommandé de traiter les données avec des méthodes statistiques robustes qui tiennent compte du poids relatif de chaque site dans le contexte d'ensemble de la population.

- e) **Calendrier** - la programmation et la répétabilité des activités de surveillance varieront en fonction des espèces et des zones. En général, la stratégie de surveillance doit chercher à obtenir des données *ad infinitum*, ou du moins tant que des espèces ou des sites menacés restent dans ce statut. Pour cette raison, la stratégie doit chercher à obtenir les données les plus intéressantes (p. ex. la productivité globale avec une préférence pour la date de première ponte), et le plan de travail pluriannuel devrait garantir la surveillance nécessaire au moins une fois par an. Pour une surveillance efficace, la stratégie doit également prendre en compte la question de la saisonnalité et proposer le meilleur moment pour effectuer chaque échantillonnage. Idéalement, le plan de travail doit chercher à optimiser et combiner les échantillonnages pour différentes espèces, quand cela est possible, afin d'optimiser les résultats.

30. En général, il est conseillé de ne pas compliquer les choses et de voir les choses sur le long terme ; quelques espèces surveillées sur un nombre raisonnable de sites représentatifs sur plus de 20 ans donnera probablement des résultats beaucoup plus indicatifs que des approches plus ambitieuses mais où l'effort sera variable sur des périodes plus courtes.

5. Méthodes de surveillance

31. Le choix de la méthode de surveillance dépendra de l'espèce et des données recherchées. Pour les oiseaux de mer de la région méditerranéenne, les méthodes suivantes peuvent être envisagées :

Recensement des colonies

- Tous les oiseaux marins ont besoin à un moment ou à un autre de revenir sur terre pour nicher et la plupart se reproduisent en colonie. Le comptage des oiseaux d'une colonie est le moyen le plus efficace pour obtenir des informations numériques sur leur abondance (indicateur commun 4), et donc sur l'évolution de leur population dans le temps. Le nombre de colonies et leur distribution spatiale fournissent également des informations sur l'aire de répartition des espèces (indicateur commun 3).
- Pour les colonies de taille moyenne (250 à 1 000 couples) et les grandes colonies (> 1 000 couples), il sera difficile d'évaluer avec précision le nombre d'oiseaux présents. Dans ces cas, il est recommandé d'enregistrer et de représenter graphiquement l'ensemble de l'aire occupée par la colonie (p. ex. à l'aide de drones, voir ci-dessous), et de surveiller l'évolution spatiale de la colonie dans le temps.
- Pour les très grandes colonies (p. ex. > 5000 couples), il est recommandé de définir des carrés plus petits (p. ex. 20 x 20 m, 50 x 50 m, 100 x 100 m ou plus, en fonction de l'espèce et de la géographie du site) et de compter chaque nid à l'intérieur du carré pour mesurer la densité. En répétant la même procédure sur plusieurs carrés, il est possible d'obtenir une densité moyenne, ainsi que de son écart type. Ces valeurs peuvent être utilisées pour calculer la population totale de la colonie, en multipliant le nombre total de carrés par la densité moyenne \pm l'écart type.
- Pour les espèces nichant dans des terriers (pétrels des tempêtes, puffins), il est recommandé d'estimer le nombre moyen de nids par terrier, car un terrier ou une grotte peut abriter plusieurs couples ou nids.

Nombre de perchoirs sur terre ferme (agrégation)

- Plusieurs espèces, en particulier les goélands, les sternes et les cormorans se regroupent dans des sites connus après avoir mangé ou pour se reposer, se nettoyer, etc. L'évaluation du nombre d'oiseaux sur ces sites peut fournir une bonne indication de leur présence (indicateur commun 4), en particulier si les recensements sont effectués simultanément sur tous les sites où les oiseaux s'agrègent dans une zone donnée. Cette méthode n'est pas sans inconvénient, car la présence d'oiseaux peut être influencée par des facteurs externes tels que les conditions météorologiques, la saison, le jour de la semaine, etc. Une bonne connaissance des conditions locales et un échantillon large peuvent contribuer à améliorer la précision des estimations.

- De même, la tendance bien connue de certains oiseaux marins, en particulier des puffins, à former des radeaux en mer près des sites de reproduction peut être utilisée comme un indicateur indirect du nombre de reproducteurs sur ces sites. Toutefois, on sait que la taille de ces radeaux peut connaître de grandes variations en fonction des conditions météorologiques, de la période de l'année et des caractéristiques locales de chaque colonie ; ils ne sont donc pas nécessairement représentatifs des différences de taille de la population sur le site. Compte tenu du nombre de biais potentiels (perturbation, heure de la journée, conditions météorologiques), cette méthode ne doit être considérée que comme un complément aux autres méthodes de surveillance, car elle peut ne pas être indicative de l'abondance. Le comportement de rafting dans des zones de reproduction bien connues peut cependant être utile pour informer la gestion des extensions marines des colonies de reproduction, en termes de phénologie, d'extension spatiale, etc.

Dénombrement des points de migration

- Lorsque les oiseaux voyagent de zone en zone (p. ex. au cours de la migration), la géographie peut les forcer à traverser certains espaces plus étroits, où il est plus facile de les détecter et de les compter. Le détroit de Gibraltar est l'un de ces espaces en Méditerranée. C'est l'unique passage entre la mer Méditerranée et l'océan Atlantique, et une voie inévitable pour toutes les espèces allant de l'un à l'autre. Quelques autres sites aux caractéristiques similaires existent dans la région (p. ex. le Bosphore, les Dardanelles, le nord de la Tunisie, le canal d'Otrante), mais la précision qu'ils offrent pour le comptage des oiseaux est probablement moins fiable. L'abondance des oiseaux qui migrent près de ces endroits peut être utilisée comme indicateur de leur abondance totale (indicateur commun 4). Toutefois, des problèmes de détectabilité (une partie seulement de tous les oiseaux passant à proximité des points d'observation peut être observée depuis la terre) et de représentativité (les sites de reproduction des oiseaux de passage ne peuvent pas être connus) rendent cette méthode inappropriée pour la surveillance des oiseaux marins en Méditerranée. Des analyses combinées de tous les points d'observation sur une base régulière (annuelle) et sur une longue série chronologique peuvent être en mesure de refléter les changements réels de la population.

Relevés à partir de navires

- L'examen systématique des zones marines à la recherche d'oiseaux marins a toujours permis d'obtenir de bons résultats pour détecter les zones d'activité, généralement associées à un comportement de recherche de nourriture. L'observation des oiseaux de mer dans des transects définis à une vitesse constante est particulièrement utile si la probabilité de détection est estimée de manière simultanée en utilisant la méthode d'échantillonnage à distance (Buckland et al. 2001). Cette méthode permet d'estimer la densité de chaque espèce par transect (ou par fraction de transect). Plusieurs estimations de densité peuvent être combinées et la moyenne pour chaque unité d'espace (p. ex. 10 x 10 km ou 1°x 1°cellules) peut être calculée, afin de pouvoir les cartographier et les analyser dans l'espace. Cela fournit des valeurs utiles sur la répartition des oiseaux (indicateur commun 3) et leur abondance (indicateur commun 4).
- Cette méthode bien connue nécessite l'utilisation d'un bateau offrant une bonne visibilité, idéalement avec des postes d'observation comme ceux utilisés pour la prospection des cétacés ; les ferrys sont utilisés dans plusieurs endroits et donnent de bons résultats, mais leur incapacité à changer de cap limite leur efficacité pour la surveillance des oiseaux marins. La répartition des oiseaux marins peut être fortement altérée par l'apparence et l'activité du bateau de surveillance ; les bateaux de pêche sont les moins adaptés pour cette activité, car ils ont tendance à attirer un grand nombre d'espèces. Lors de l'arpentage, il est recommandé d'enregistrer l'activité du bateau ainsi que d'autres bateaux, en particulier s'ils pêchent.

Pour rendre les données comparables entre les années, il est important que les enquêtes soient effectuées à la même heure chaque année et avec des efforts comparables. De plus, cette surveillance doit être couplée à des mesures de variables environnementales, en particulier de la masse d'eau (température, chlorophylle, etc.), afin de permettre de lier la variabilité interannuelle des observations aux conditions environnementales.

Observations aériennes

- Semblables aux observations sur embarcations mais à une autre échelle, les observations aériennes sont utilisées pour collecter des données sur la répartition et l'abondance des oiseaux marins, en particulier des espèces facilement détectables (p. ex. le genre *Morus*) ou à faible mobilité (p. ex. les Alcidés). En utilisant des méthodes d'échantillonnage à distance, les observations aériennes peuvent fournir des données relatives à l'abondance sur de larges bandes d'océans et sont donc assez efficaces, mais elles sont coûteuses. Mais dans la région méditerranéenne, et pour les espèces choisies, l'observation aérienne n'est sans doute pas la méthode la plus appropriée. La détectabilité peut être très faible (p. ex. les pétrels tempérés, les puffins) et l'identification au niveau de l'espèce peut s'avérer très difficile, voire impossible dans certains cas (p. ex. entre le Puffin des Baléares et le Puffin yelkouan, ou la Sterne caugek la Sterne voyageuse). Pour les espèces difficiles, l'utilisation de caméras HD pour la photo-id améliorera sans aucun doute l'identification (comme cela a été testé avec succès en France, par exemple).
- Comme pour d'autres enquêtes, il est important, lors des transects aériens, de collecter des données sur les variables environnementales afin de permettre la modélisation de l'habitat et la vérification d'hypothèses.

Science citoyenne (portails d'oiseaux, journaux de bord, observations opportunistes)

- Les observations opportunistes d'oiseaux de mer collectées de manière non systématique par des ornithologues amateurs, des marins ou le grand public peuvent fournir des informations supplémentaires sur la répartition des oiseaux (indicateur commun 3). De telles données peuvent rarement être utilisées pour estimer les densités, et donc l'abondance, car elles manquent généralement d'informations essentielles sur l'espace couvert (transect) ou l'effort d'observation (temps). Leur valeur réside dans leur capacité à fournir des informations sur la distribution spatiale et est particulièrement utile pour détecter un changement dans la distribution d'espèces connaissant une expansion rapide.

Questionnaires (pêcheurs, navigateurs)

- À l'aide de questionnaires, il est possible d'obtenir des informations utiles des pêcheurs ou des marins professionnels. La valeur de ces informations est généralement qualitative et non quantitative. Elles sont donc particulièrement utiles si elles fournissent des données sur la répartition des oiseaux marins (indicateur commun 3), en particulier sur l'emplacement des sites de nidification/colonies. Parfois, la collaboration des pêcheurs peut fournir des informations supplémentaires sur la phénologie ou le résultat de la reproduction, bien que le fardeau de la collecte de données démographiques doive rester avec des méthodes objectives telles que le comptage de colonies par du personnel expérimenté, éventuellement avec l'aide de caméras de surveillance situées à proximité des nids.

Capture - Marquage - Recapture

- Les méthodes de capture-marquage-recapture (CMR) fournissent des estimations robustes sur les variables démographiques telles que la survie individuelle, le recrutement et l'émigration (Amstrup, McDonald & Manly, 2005). Elles nécessitent une planification adéquate et un engagement de long terme, car les oiseaux de mer ont généralement une espérance de vie assez longue. Il est nécessaire pour cela de disposer d'équipes très spécialisées, capables de capturer et de marquer un nombre suffisamment important d'oiseaux sur une longue durée (au moins 5 ans, idéalement 10 ou plus) et en mesure d'analyser les données à l'aide d'un logiciel spécifique (programme MARK : White &

Burnham 1999). Cela limite l'utilisation des méthodes CMR à un nombre relativement restreint de sites et d'espèces.

- Dans la plupart des cas, la même équipe de biologistes professionnels collecte in situ des données sur la reproduction des espèces étudiées (p. ex. le nombre d'œufs pondus, le résultat de l'éclosion, la survie des poussins, le résultat de la reproduction) qui complètent les informations sur la démographie et sont essentielles au développement de modèles de population. De plus, en prenant des données supplémentaires au cours du même travail sur le terrain, par exemple des échantillons de plumes / de sang pour surveiller la contamination par les polluants, il est possible de tester des hypothèses et de développer des modèles de population qui contribueront à notre compréhension des variations de l' « indicateur commun 5 (démographie) ».

L'utilisation des méthodes de suivi (VHF, GPS, PTT) pour la localisation des sites importants.

- Grâce au développement des technologies de suivi, les déplacements et le comportement de nombreux individus de plusieurs espèces d'oiseaux de mer ont été dévoilés. Dans la région méditerranéenne, les espèces les plus étudiées à l'aide de cette méthode sont les Puffins de Scopoli et yelkouan, le Goéland d'Audouin, le Faucon d'Éléonore et le Balbuzard pêcheur. Le suivi ne fournit que des informations sur les déplacements des individus bagués. Il peut donc être nécessaire de disposer d'un échantillon de grande taille pour pouvoir extrapoler ces déplacements au reste de la population. Malgré les limitations, les données de suivi peuvent être particulièrement utiles pour évaluer la répartition des oiseaux dans une population ou pour trouver leurs sites de reproduction (p. ex. la découverte de nouvelles colonies) (indicateur commun 3). Malheureusement cette méthode est coûteuse et ne peut fournir des données de présence que d'une partie de la population.
- Les données de suivi peuvent être analysées à l'aide de variables environnementales, collectées sur le terrain ou par télédétection, pour la modélisation fonctionnelle de l'habitat ou la vérification d'hypothèses.

Pièges photographiques

- Les caméras de surveillance automatisées peuvent être placées de manière stratégique sur les sites de nidification pour obtenir des données datées sur la reproduction et le comportement sans causer trop de désagréments aux animaux. Il est important de savoir que les caméras de surveillance peuvent également fournir des données sur le résultat de la reproduction et sur les causes des échecs (p. ex. la prédation), afin qu'ils puissent fournir des données supplémentaires très utiles pour informer et tester les données de l'indicateur commun 5 (démographie), comme décrit précédemment. Cette méthode est très efficace pour obtenir des informations et plusieurs appareils photo peuvent être déployés dans plusieurs colonies. Toutefois, les caméras ont un coût, tout comme le nombre d'heures de travail humain nécessaires pour visionner les images ou les vidéos enregistrées.

Drones

- L'utilisation de drones pour évaluer le nombre de reproducteurs sur un site donné est de plus en plus populaire et ne cesse de se développer. Cette méthode permet d'estimer l'aire totale occupée par la colonie de reproduction (indicateur commun 4), ainsi que le nombre total d'individus et plusieurs estimations de la densité si les dispositions nécessaires ont été prises avant que les oiseaux ne s'installent pour se reproduire (voir Sardà-Palomera et al. 2017). Pour les espèces asynchrones (p. ex. le Faucon d'Éléonore), il peut être utile de procéder à plusieurs relevés de la colonie afin d'obtenir des données pour toutes les phases du cycle de reproduction et de comptabiliser toutes les tentatives de nidification.

6. Couverture territoriale

32. Une stratégie de surveillance devrait recommander l'échelle spatiale de l'effort de surveillance - toutes les zones doivent-elles être surveillées en permanence ? Ou, étant donné que les ressources sont limitées, vaut-il mieux se concentrer sur quelques sites et extrapoler à l'ensemble ? Les réponses à ces questions dépendent des caractéristiques géographiques et des espèces surveillées. En général, il est conseillé de procéder à des recensements réguliers qui couvrent tous les sites de reproduction (la plupart) et essaient de recenser tous les oiseaux ; ces recensements devraient être effectués régulièrement, tous les 5 à 10 ans.

33. Pour un travail plus important, comme un CRM capture-marquage-recapture ou une surveillance avec des caméras de suivi ou des drones, le travail ne peut être effectué que sur quelques sites à la fois. Lors de la sélection de ces sites, il est important d'observer deux critères : (i) les sites doivent être représentatifs des conditions écologiques constatées dans le pays ou la région, de sorte que les bons sites ainsi que les moins bons sont considérés ; et (ii) l'extrapolation à l'ensemble de la zone des résultats de quelques sites doit se faire avec prudence car le pays est susceptible de ne pas être uniforme d'un point de vue écologique.

7. Plan d'échantillonnage et représentativité

34. Pour obtenir des estimations précises, il est nécessaire de bien planifier l'échantillonnage. C'est particulièrement important quand la zone ne peut pas être observée dans son ensemble, et que seule une sélection de carrés (cellules) peut être visitée pour obtenir des données. Les observations doivent couvrir un nombre suffisant de cellules qui (a) représentent l'ensemble du spectre des conditions écologiques et (b) sont statistiquement robustes pour permettre l'analyse des données. La même stratégie s'applique à l'échelle locale, en choisissant le nombre de carrés pour compter les nids dans une grande colonie de reproduction ou à grande échelle, en observant des zones marines à l'aide de transects.

35. L'échantillonnage doit se faire sur un nombre suffisant de cellules, et de préférence dans les mêmes cellules ou transects, à chaque fois. Grâce à cette cohérence spatiale, un journal de données du nombre d'oiseaux à chaque unité spatiale se développera au fil du temps, ce qui permettra une analyse ultérieure, si les conditions changent.

8. Calendrier et régularité - l'importance des séries chronologiques longues

36. Les relevés doivent coïncider dans le temps avec la détectabilité maximale de chaque espèce, afin d'obtenir les meilleurs résultats possibles. Les pics d'activité de reproduction varient selon les saisons et souvent durant la journée pour toutes les espèces, et une stratégie de surveillance doit prendre en compte cette variabilité tout en essayant d'intégrer différentes activités de surveillance dans un même plan de travail. Dans tous les cas, il est essentiel de noter tous les détails importants (jour de la semaine, heure de la journée, activité des navires de pêche, événements perturbateurs, etc.) lors des observations, afin de pouvoir les prendre en compte lors de l'analyse des données.

37. La valeur de la surveillance devient de plus en plus importante à mesure que la série chronologique s'allonge, car la capacité à détecter les changements augmente également. Par conséquent, l'effort principal doit être celui de poursuivre la série chronologique des activités de surveillance précédentes, qui doit rester identique, avec les mêmes méthodes et aux mêmes endroits, à moins qu'il n'y ait de bonnes raisons de changer.

38. La plupart des méthodes d'analyse statistique peuvent traiter un manquement dans la série (généralement équivalent à une saison sans surveillance), mais rares sont celles capables de gérer deux périodes consécutives (saisons) sans données. Les séries chronologiques ainsi interrompues sont généralement irréparables et irrémédiables.

9. Gestion, analyse et contrôle des données

39. L'utilisation des données de surveillance doit être définie dans la stratégie de surveillance. Cet aspect doit être intégré dans l'élaboration de toutes les activités de surveillance et doit être pris en compte lors de leur réalisation. La collecte des données doit être simple et claire, et elle doit rester constante le plus longtemps possible, afin d'assurer la cohérence des séries chronologiques. Idéalement, un analyste de données devrait

faire partie intégrante de l'équipe de surveillance et être en mesure de participer à l'élaboration de l'observation. Cette stratégie améliorera l'efficacité globale de l'équipe.

40. Les analyses statistiques doivent être claires dès le début et doivent être partagées avec l'équipe chargée du travail sur le terrain. Avec une compréhension accrue de l'ensemble du processus, chaque observateur accordera plus d'attention à la collecte de données additionnelles ou supplémentaires sur les conditions entourant l'exercice de ses activités ; cela augmentera la qualité des données.

10. Rapport

41. Dans le cadre de l'évaluation intégrée de l'IMAP, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone sont tenues de rendre compte de la qualité et de l'état du milieu marin sous leur juridiction. Les rapports doivent suivre le système intégré de données et d'informations de la Convention PAM Barcelone et du Programme des Nations Unies pour l'environnement et doivent se structurer conformément aux fiches d'information relatives aux indicateurs communs. L'IMAP encourage les Parties contractantes à utiliser des outils actualisés pour l'échange de données.

42. Dans le cadre de l'Union européenne, l'article 12 de la directive sur la conservation des oiseaux sauvages 2009/147/CE (UE 2009) exige que les États membres de l'UE rendent compte de la mise en œuvre des dispositions nationales prises en vertu de cette directive. Cela inclut de fournir les données sur l'état actuel des populations d'oiseaux et les tendances à venir. Cela doit être fait tous les six ans à compter de 2013, ainsi, le prochain rapport doit être publié en 2019. La directive « Oiseaux » s'applique à toutes les espèces d'oiseaux présents de manière naturelle à l'état sauvage sur le territoire européen des États membres et un rapport détaillé doit être établi pour toutes les espèces régulièrement présentes durant les saisons concernées, notamment celle de la reproduction, de l'hivernage et du passage.

11. Références

- Amstrup SC, McDonald TL, Manly BFJ (2005). *Handbook of Capture-Recapture Analysis*. Princeton University Press, Princeton. 313 pp.
- Borja A, Elliott M, Andersen JH, Berg T, Carstensen J, Halpern BS, Heiskanen A-S, Korpinen S, Lowndes JSS, Martin G and Rodriguez-Ezpeleta N (2016). Overview of Integrative Assessment of Marine Systems: The Ecosystem Approach in Practice. *Front. Mar. Sci.* 3:20. doi: 10.3389/fmars.2016.00020
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001). *Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, Oxford. 432 pp.
- Carboneras, C. 2009. *Guidelines for reducing bycatch of seabirds in the Mediterranean region*. UNEP MAP RAC/SPA, Tunis. 52 pp.
- CBD (2000). *United Nations Convention on Biological Diversity*. Available online at: www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf
- European Union (2009). Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds.
- Farmer A, Mee L, Langmead O, Cooper P, Kannen A, Kershaw P, et al. (2012). *The Ecosystem Approach in Marine Management*. EU FP7 KNOWSEAS Project
- ICES (2015). Report of the Joint ICES/OSPAR Working Group on Seabirds (JWGBIRD), 17–21 November 2014, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:30. 115 pp.
- Sardà-Palomera F, Bota G, Padilla N, Brotons L, Sardà F (2017). Unmanned aircraft systems to unravel spatial and temporal factors affecting dynamics of colony formation and nesting success in birds. *Journal of Avian Biology*, 48: 1273-1280. doi:10.1111/jav.01535
- Tobler W. (1970). A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography* 46: 234-240.
- White GC, Burnham KP (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 (Suppl): 120-139.

Annexe I Tableau comparatif : Caractéristiques des techniques de surveillance

Technique de surveillance	Espèces appropriées	Indicateur(s) commun(s)	Besoins en personnel	Équipement	Recommandation
Recensement des colonies	Tous	4 - abondance (3 - aire de répartition)	personnel qualifié/volontaires ; au moins une équipe (2-3 personnes) par colonie idéalement, plusieurs équipes travaillant simultanément sur plusieurs colonies ; coordination	bateau pour accéder aux îles ou aux zones difficiles ; jumelles ; caméra/drones	<ul style="list-style-type: none"> ▪ technique la plus efficace ; ▪ devrait être effectué régulièrement tous les 5 à 10 ans ; ▪ doit être fait de manière professionnelle pour minimiser les désagréments
Nombre de perchoirs sur terre ferme (agrégation)	<i>Puffinus</i> (radeaux) <i>Calonectris</i> (radeaux) <i>Phalacrocorax</i> <i>Larus</i> <i>Sterna</i>	4 - abondance	Un seul observateur formé ou, de préférence, une équipe (2-3 personnes) par site ; idéalement plusieurs équipes travaillant sur plusieurs sites en même temps ; coordination	jumelles/télescope ; accès aux points d'observation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ pas de substitut pour le recensement des colonies (particulièrement vrai pour les radeaux de puffin) ▪ adapté aux espèces non reproductrices ▪ la météo, la saison et les conditions locales peuvent affecter le nombre ▪ devrait être répété régulièrement

<p>Dénombrement des points de migration</p>	<p><i>Puffinus</i> <i>Calonectris</i> <i>Larus</i> <i>Sterna</i></p>	<p>4 - abondance</p>	<p>observateurs formés ; au moins une équipe (2-3 personnes) par point de surveillance ; idéalement plusieurs équipes placées stratégiquement pour maximiser la couverture</p>	<p>jumelles/télescope ; accès aux points d'observation</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Des estimations fiables ne sont attendues qu'à quelques endroits comme le détroit de Gibraltar, le Bosphore, etc. ▪ aucun lien avec les populations (nationales) en phase de reproduction ▪ détectabilité partielle ; pourrait être amélioré en utilisant l'échantillonnage à distance
<p>Relevés à partir de navires</p>	<p>Tous</p>	<p>3 - aire de répartition 4 - abondance si données supplémentaires sont prises</p>	<p>1-3 observateurs formés pour couvrir un angle de 180° jumelles</p>	<p>bateau avec bonne visibilité (p. ex. pour l'observation des cétacés) ; contrôle du cap et de la vitesse du bateau ; jumelles</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ méthode très efficace pour étudier la répartition et l'abondance hors reproduction ▪ bateau très coûteux, donc solutions moins optimales souvent utilisées ▪ capacité à définir le parcours/la vitesse de déplacement nécessaire à l'estimation de la densité ▪ les bateaux de pêche modifient la répartition et le comportement des oiseaux et doivent être évités ▪ important de noter tous les événements (p. ex. la présence de bateaux de pêche) au cours de l'observation ▪ important de collecter des données des variables environnementales, principalement de la masse d'eau

					(température, salinités, chlorophylle, etc.)
Relevés aériens	La plupart des espèces	3 - aire de répartition 4 - abondance	1-2 observateurs formés pour couvrir un angle à 180 ° ; jumelles	avion à basse vitesse avec une bonne visibilité ; contrôle de la trajectoire de l'avion/de la vitesse de déplacement; jumelles	<ul style="list-style-type: none"> ▪ méthode efficace pour étudier la distribution et l'abondance hors reproduction à grande échelle ▪ avion très cher ▪ capacité à définir le parcours/la vitesse de déplacement nécessaire à l'estimation de la densité ▪ la distance/vitesse limite la capacité d'identifier les espèces difficiles ▪ important de noter tous les événements (p. ex. la présence de bateaux de pêche ainsi que les données environnementales au cours de l'observation)
Science citoyenne (portails ornithologiques, journaux de bord, observations opportunistes)	Tous	3 - aire de répartition	volontaires avec différents niveaux de formation		<ul style="list-style-type: none"> ▪ faible efficacité ; uniquement des informations supplémentaires attendues ▪ données les plus intéressantes issues d'observations effectuées sur bateau ▪ important de noter l'emplacement exact (coordonnées)
Questionnaires (pêcheurs, navigateurs)	Tous	3 - aire de répartition (5 - démographie)	volontaires professionnels ; entretien avec l'équipe		<ul style="list-style-type: none"> ▪ efficacité limitée ▪ la valeur augmente lorsque la collaboration est bien établie au fil du temps

<p>Capture - Marquage - Recapture</p>	<p>Tous</p>	<p>5 - Démographies (4 - abondance)</p>	<p>équipe professionnelle (2-3 personnes) avec licence pour baguer. analyste de données</p>	<p>équipement pour le baguage ; accès aux colonies</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ méthode très efficace pour obtenir des données démographiques ▪ la surveillance doit être maintenue pendant plus de 5 ans ▪ les travaux sur les colonies de reproduction devraient être combinés avec la collecte de données sur la reproduction pour des analyses démographiques complètes ▪ durant les travaux sur terrain, important de collecter des données supplémentaires (ex. échantillons de sang/plumes pour les analyses des facteurs environnementaux)
<p>Méthodes de suivi (VHF, GPS, PTT) pour localiser des sites importants</p>	<p>Tous</p>	<p>3 - répartition</p>	<p>équipe professionnelle (2-3 personnes) avec licence pour baguer. analyste de données</p>	<p>dispositifs de marquage ; équipement pour le baguage ; accès aux colonies</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ méthode extrêmement utile pour dévoiler les déplacements/comportements individuels ▪ pas nécessairement représentatif de l'ensemble de la population, taille de l'échantillon importante ▪ données de présence uniquement ▪ coût moyen à très élevé
<p>Pièges photographiques</p>	<p>Tous</p>	<p>5 - Démographies</p>	<p>équipe réduite de professionnels (1-2 personnes) ;</p>	<p>caméras de surveillance (plusieurs) ;</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ peut être utilisé pour fournir des données sur le résultat de la

			analyste image/vidéo	accès au site	<p>reproduction et les causes des échecs (p. ex. la prédation)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ efficace et relativement peu coûteux, mais nécessite de longues heures de travail en studio pour analyser des images/séquences ▪ utile comme méthode complémentaire ▪ faible perturbation
Drones	Tous	3 - répartition 4 - abondance si données supplémentaires sont prises	équipe réduite (1-3 personne) avec licence pour piloter des drones ; analyste image/vidéo	drone ; caméra HD	<ul style="list-style-type: none"> ▪ très utile pour voir toute la zone occupée par la colonie de reproduction (pour l'estimation de la densité) ▪ un peu de préparation avant la saison de reproduction est essentielle ▪ l'observation doit être arrêtée dès la première preuve de perturbation/stress

D. Lignes directrices pour la surveillance des tortues marines en Méditerranée

Table des matières

ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

1. INTRODUCTION

- 1.1. Aires de répartition des tortues de mer
 - 1.1.1. Répartition des sites de nidification des tortues Caouannes
 - 1.1.2. Répartition des sites de nidification des tortues vertes
- 1.2. Abondance de la population et tendances
- 1.3. Données démographiques
 - 1.3.1. Surveillance du développement et de la période d'incubation
 - 1.3.2. Enregistrement de la taille des pontes et du résultat des éclosions
 - 1.3.3. Surveillance spatiale et temporelle du ratio des sexes
 - 1.3.3.1. Estimations du ratio des sexes des tortues Caouannes
 - 1.3.3.2. Estimations du ratio des sexes des tortues vertes
 - 1.3.3.3. Estimations du ratio des sexes dans l'eau
 - 1.3.3.4. Surveillance des effets du réchauffement climatique
 - 1.3.3.4.1. Surveillance de l'érosion des plages et du développement côtier
 - 1.3.4. Croissance, âge à la maturité sexuelle et survie
 - 1.3.5. Des données peuvent être collectées de l'interaction pêcheurs-pêche

2. MÉTHODES DE SURVEILLANCE

- 2.1. Heure et aire
 - 2.1.1. Zone de reproduction
 - 2.1.1.1. Nidification de la population femelle
 - 2.1.1.2. Ratio du sexe opérationnel
 - 2.1.2. Aires de recherche de nourriture et d'hivernage :
- 2.2. Échantillons et données à collecter chez les tortues marines
 - 2.2.1. Mesure de la taille des individus et marquage
 - 2.2.2. Échantillon de peau et de scutelle
 - 2.2.3. Échantillon de sang
- 2.3. Surveillance des plages
 - 2.3.1. Surveillance des plages durant la saison de nidification
 - 2.3.2. Surveillance des plages durant la saison d'éclosion
 - 2.3.3. Excavation de nids éclos
 - 2.3.3.1. Calcul de la période d'éclosion et d'incubation
 - 2.3.3.2. Calcul des résultats d'éclosion
 - 2.3.3.3. Température du sable, du nid et de la surface de l'eau
- 2.4. Surveillance de l'abondance de la population dans l'eau
 - 2.4.1. Observation sur embarcation
 - 2.4.2. Suivi satellite
 - 2.4.2.1. Application d'étiquettes satellites et enregistreurs de données
 - 2.4.3. Observations aériennes et utilisation d'UAV
 - 2.4.3.1. Surveillance des plages de nidification à distance
 - 2.4.3.2. Observations dans l'eau
- 2.5. Structuration génétique
- 2.6. Surveillance des échouages
- 2.7. Surveillance de la pollution et des polluants
- 2.8. Utilisation de l'habitat : analyse des isotopes stables
- 2.9. Contributions de la pêche

3. RÉFÉRENCES

ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

ASM	Âge de maturité sexuelle
CCL	Longueur de la carapace incurvée
CF	Fréquence des pontes
CI	Intervalles de confiance
CMR	Capture - Marquage - Recapture
CS	Taille de la ponte
DE	Nombre d'embryons morts
EES	Nombre de coquilles d'œufs vides
ES	Réussite d'émergence
Suivi GI	Tube digestif
GPS	Global Positioning System
IP	Période d'incubation
IUCN	Union internationale pour la conservation de la nature
PE	Nombre d'œufs détruits
PIT	Transpondeurs Intégrés Passifs
RMI	Intervalles entre phases de migration
RMU	Unité de gestion régionale
RNI	Intervalles entre re-nidification (inter-nidification)
SCL	Longueur de carapace
SSF	Flottes artisanales
TED	Dispositif d'exclusion des tortues
UAV	Aéronef sans pilote
UE	Nombre d'œufs non fertilisés

1. INTRODUCTION

1. Deux espèces de tortues marines - la tortue caouanne et la tortue verte - sont présentes et se reproduisent régulièrement en mer Méditerranée. Les activités de reproduction des deux espèces sont régulièrement surveillées dans les principales zones de nidification de dix pays ; à savoir Chypre, Égypte, Grèce, Israël, Italie, Liban, Libye, Syrie, Turquie et Tunisie. L'aire de répartition, l'abondance de la population et les caractéristiques démographiques de l'espèce sont généralement estimées en fonction du nombre de nids trouvés dans les pays susmentionnés. Une approche récente a consisté à diviser toutes les espèces de tortues de mer en unités de gestion régionales (RMU ; Wallace et al. 2010), identifiant les RMU méditerranéennes pour les tortues Caouannes (RMU : 11) et les tortues vertes (RMU : 17).

2. Les tortues de mer sont une espèce ayant une longue espérance de vie ; elles peuvent mettre plus de deux décennies pour arriver à maturité. Elles utilisent également différents habitats selon leur âge. Les nouveau-nés utilisent principalement les habitats pélagiques comme zones de développement et restent au large jusqu'à ce qu'ils atteignent une taille juvénile importante (longueur de la carapace incurvée inférieure à 40 cm (CCL)). Cependant, dès que leur CCL dépasse 30 cm, elles commencent à abandonner leurs zones de développement pour aller vers des habitats néritiques. La surveillance des tortues marines doit donc être effectuée non seulement sur les plages, mais également dans l'eau, car elles migrent entre les zones d'alimentation et passent les mois d'hiver.

3. La surveillance des tortues marines s'effectue principalement à l'aide des techniques suivantes : (i) comptage du nombre de nids pendant la période de nidification, (ii) collecte des tortues échouées, (iii) études des capture-marquage-recapture dans l'eau, et (iv) observations sur embarcations et aériennes.

4. Les tortues de mer qui nichent et leurs couvées en particulier ont été utilisées comme indicateurs de taille de population et des tendances (Bjorndal et al., 1999; Broderick et al., 2002; Margaritoulis, 2005; Türkozan et Yilmaz, 2008). L'activité de nidification est susceptible de donner deux indications liées plus spécifiquement à la décision de la Convention de Barcelone sur les indicateurs communs (IG.22 / 3), à savoir :

- Indicateur commun 4 (CI4) : Abondance de la population d'espèces sélectionnées
- Indicateur commun 5 (CI5) : Caractéristiques démographiques

5. Les tortues marines vivent dans les eaux peu profondes le long des côtes et autour des îles, mais la plupart d'entre elles sont très migratrices, particulièrement comme juvéniles, et se trouvent en haute mer. Après la saison de nidification, les espèces des zones tempérées migrent vers des eaux plus chaudes pour éviter les températures froides. De plus, seules les tortues femelles sont observées sur les plages de nidification ; les mâles et les juvéniles ne viennent jamais à terre (Heppell et al., 2003). Par conséquent, il est extrêmement difficile de déterminer des estimations empiriques du nombre de juvéniles.

6. Par exemple, les sondages par bateau et les sondages aériens peuvent être utilisés pour estimer le nombre de tortues à la surface sous la forme de sondages de comptage visuel, puis le nombre total peut être extrapolé. Ces techniques donnent une indication conformément à la décision de la Convention de Barcelone (IG.22 / 3), notamment :

- Indicateur commun 3 (CI3) : Aires de répartition des espèces

7. Ces activités de suivi peuvent être classifiées comme : 1- des suivis effectués sur les plages ; 2- des suivis effectués en mer et 3- des suivis effectués dans les centres de réadaptation et/ou laboratoires.



Figure 1. Activités de recherche et suivi spatial des tortues marines

8. Les tortues marines montrent une grande fidélité au site de nidification. Les recherches sur le comportement migratoire et la répartition des tortues marines montrent que la fidélité des tortues adultes aux sites de reproduction est également une composante du comportement de homing. Il a également été observé directement, principalement chez les femelles, à travers le marquage satellite et le marquage des nageoires (Margaritoulis, 1998 ; Broderick et al., 2003 ; Casale et al., 2013 ; Schofield et al., 2013). La fidélité au site est encore plus forte chez les adultes, car ils semblent revenir à la même aire d'alimentation après la migration de reproduction (Godley et al., 2003 ; Lazar et al., 2004 ; Broderick et al., 2007 ; Zbinden et al., 2008 ; Schofield et al., 2010a ; Schofield et al., 2010b ; Casale et al., 2013). La fidélité du site peut être surveillée à l'aide du marquage des nageoires et du marquage satellite standard.

1.1. Aires de répartition des tortues de mer

1.1.1. Répartition des sites de nidification des tortues Caouannes

9. La nidification des tortues caouannes (*Caretta caretta*) se produit sur une vaste zone, avec plus de 96% des couvées pondues à Chypre, en Grèce, en Libye et en Turquie, qui hébergent les principales colonies de nidification de cette espèce en Méditerranée. Les niveaux inférieurs de nidification se produisent sur les rives méditerranéennes de l'Égypte, d'Israël, de l'Italie, du Liban, de la Syrie et de la Tunisie, et des nidifications mineures et peu fréquentes ont lieu le long du littoral occidental du bassin de la France, de l'Italie, de l'Espagne et de leurs îles situées au large des côtes. Des nidifications sporadiques sont également enregistrées sur la côte égéenne de la Turquie et sur la côte albanaise. Si toutes les années étudiées sont incluses, il y a en moyenne 6 751 couvées de tortues caouannes par an, dont 8 179 au cours des dernières années (Casale et al., 2018).

1.1.2. Répartition des sites de nidification des tortues vertes

10. La nidification des tortues vertes (*Chelonia mydas*) est limitée à l'est de la Méditerranée et n'a été enregistrée qu'en Crète, à Chypre, en Égypte, en Israël, au Liban, en Syrie et en Turquie. Il y a 13 principaux sites de nidification avec une moyenne de 1 650 couvées de tortues vertes par an, si toutes les années étudiées sont incluses, et 2 204 au cours des dernières années (Casale et al., 2018). Les principales colonies de tortues vertes sont situées à Chypre, en Syrie et en Turquie, et des agrégations de nidification mineures se produisent en Égypte, en Israël et au Liban. Les sites de nidification en Turquie et à Chypre représentent plus de 90% de toutes les tortues vertes qui font leurs nids en Méditerranée.

1.2. Abondance de la population et tendances

11. Le premier paramètre à analyser est l'abondance de la population et sa tendance en matière de populations nicheuses. Le nombre de nids et le nombre de femelles nichant sur les plages, comme mentionné ci-dessus, doivent être enregistrés en utilisant la même méthodologie. L'abondance de la population en mer doit être déterminée à l'aide d'observations dans l'eau.

12. Tortue caouanne : Une comparaison plus précise des dénombrements de nids passés et actuels sur 16 sites de nidification indexés, incluse dans une récente évaluation de la sous-population de tortues caouannes méditerranéennes en tant qu'une RMU figurant sur la Liste rouge de l'UICN, a révélé une tendance positive et a été classée dans la catégorie des préoccupations mineures (Casale, 2015). L'abondance des femelles adultes sur la plage peut être calculée à partir du nombre de nids, de la fréquence des couvées (nombre de couvées pondues par une femelle en période de nidification), des intervalles de remigration (nombre d'années entre deux saisons de nidification consécutives) et du rapport des sexes des adultes. Les données les plus récentes disponibles fournissent une moyenne de 8 179 nids par an sur les sites de nidification surveillés (Casale et al., 2018) et sont estimées à 15 843 adultes (CI95% : 6915-31,958) (Casale et Heppell, 2016). Les estimations de l'abondance en mer, où les juvéniles représentent la majorité de la population, ont été réalisées au moyen de plusieurs sondages aériens spatialement limités. Casale et Heppell (2016) ont tenté de fournir au moins l'ordre de grandeur d'une plage de valeurs possible pour l'abondance totale de la population (adultes compris): de 1 197 087 (CI95%: 805,658-1,732,675) à 2,364,843 (CI95%: 1,611,085-3,376,104).

13. Tortue verte : Pour les tortues vertes, une comparaison approximative des dénombrements moyens de nids dans sept sites de nidification entre les deux mêmes périodes arbitraires décrites ci-dessus indique une tendance globalement positive. À Chypre, une proportion croissante de néophytes (femelles nicheuses capturées pour la première fois et présumées être dans leur première année de reproduction) a été observée (Stokes et al., 2014), suggérant une augmentation de la population. Les programmes de surveillance des tortues vertes en mer doivent encore être mis en place.

14. Les données les plus récentes disponibles fournissent une moyenne de 2 204 nids par an sur les sites de nidification surveillés (Casale et al., 2018). Casale et Heppell (2016) ont estimé à 3 390 adultes (CI95% : 1894-6552) avec une abondance de population de 261,727 (CI95% : 176,284-391,386) à 1,252,283 (CI95% : 679,433-2,209,833).

1.3. Données démographiques

15. Les paramètres démographiques de la population doivent être collectés à partir des nids et des environnements de nids, ainsi que des observations dans l'eau.

1.3.1. Surveillance du développement et de la période d'incubation

16. La surveillance des nids et des embryons est également importante et varie selon les plages. La durée d'incubation des couvées est en corrélation négative avec la température du nid pour les deux espèces de tortues marines (Godley et al., 2001a ; Mrosovsky et al., 2002 ; Kaska et al., 2006) et varie fortement entre les plages de la Méditerranée. Par exemple, des nouveau-nés viables ayant des températures de nid de tortue caouanne allant jusqu'à 26,5 °C (avec une durée d'incubation allant jusqu'à 79 jours) ont été enregistrés en Sicile, en Italie (Casale et al., 2012a), tandis que la plus longue durée d'incubation pour les tortues caouannes dans la Méditerranée (89 jours) a été enregistrée deux fois sur la plage de Marathonissi (Laganas Bay, Zante) (Margaritoulis, 2005 ; Margaritoulis et al., 2011). À l'extrémité opposée de la plage de température, on a observé des températures de nids atteignant 33,2 °C à Chypre (Godley et al., 2001a) et avec une durée d'incubation de seulement 36 jours en Calabre, Italie (Mingozzi et al., 2007). Des mesures de la température du nid ont également été effectuées pour les tortues vertes et les nids étaient généralement plus profonds que ceux des tortues caouannes (p. ex. Kaska et al., 1998 ; Candan et Kolankaya, 2016).

17. Les paramètres qui nécessitent un suivi ici sont les suivants :

- Les intervalles d'inter-nidification (ou re-nidification) (RNI) qui sont entre 12,7-19,9 jours,
- Intervalles de remigration (RMI),
- Fréquence de couvées (CF), le nombre de couvées déposées par une femelle en une seule saison,
- Périodes d'incubation (IP),
- Rapports des sexes des nouveau-nés et,
- Réussite d'éclosion et réussite d'urgence d'éclosion (ES%).

1.3.2. Enregistrement de la taille des pontes et du résultat des éclosions

18. Pour les tortues caouannes de la Méditerranée, il existe des différences substantielles en termes de taille des couvées. Les couvées et les femelles de la plus petite taille ont été observées à Chypre et les femelles et les couvées de la plus grande taille ont été observées en Grèce. Le nombre de couvées pondues par saison varie entre 1 et 5 couvées par saison pour les caouannes à Alagadi, Chypre (Broderick et al., 2003) et ce paramètre pourrait être associé à un intervalle de re-nidification. La taille moyenne des couvées de tortues caouannes varie entre 64,3 et 126,8 œufs sur différents sites méditerranéens.

19. La taille moyenne des couvées sur les différents sites méditerranéens varie de 108 à 120 œufs pour les tortues vertes (voir les références dans Casale et al., 2018).

20. La surveillance et l'enregistrement de la profondeur et du diamètre du nid, de l'humidité, de la réussite de l'éclosion, de la taille de la couvée, des taux de fertilisation et des taux de mortalité sont essentiels.

1.3.3. Surveillance spatiale et temporelle du ratio des sexes

21. Le rapport des sexes des nouveau-nés sur les plages et les rapports des sexes à l'âge adulte et sub-adulte sont importants pour la surveillance de la population des deux espèces de tortues marines. Lors de l'estimation du rapport des sexes des nouveau-nés, les méthodes les plus couramment utilisées sont les mesures de la température du nid et l'histologie des gonades. La laparoscopie peut également être utilisée pour les nouveau-nés et à un âge plus avancé. La surveillance des variations temporelles et spatiales du rapport des sexes sur les plages est également très importante lors de la prise en compte des effets possibles du réchauffement climatique.

1.3.3.1. Estimations du ratio des sexes des tortues Caouannes

22. La température pivot (la température d'incubation des œufs à laquelle les deux sexes sont produits en nombre égal) pour les caouannes méditerranéennes évaluée en laboratoire et sur le terrain, est d'environ 29-29,3 ° C et est similaire à celle d'autres populations ailleurs, avec une durée d'incubation pivot (dans laquelle les deux sexes sont produits en nombre égal) de 53 jours de la ponte à l'éclosion (Kaska et al., 1998 ; Mrosovsky et al., 2002). D'autres études réalisées dans des conditions naturelles (Fuller et al., 2013) ont trouvé une température pivot légèrement plus basse (28,9 ° C) et une durée d'incubation plus longue que prévu (56,3 jours), en raison de l'effet de la chaleur métabolique générée par l'ensemble du nid.

23. En appliquant différentes méthodes de détermination indirecte du sexe, la production de nouveau-nés de tortues caouannes dans la plupart des sites de nidification en Méditerranée risque d'être à prédominance féminine avec les principales colonies de Grèce, de Turquie, de Libye et de Chypre produisant de 60 à 99% de femelles (voir les références dans Casale et al., 2018). Étonnamment, l'histologie gonadique en tant que méthode directe de sexage, bien que potentiellement biaisée par les protocoles d'échantillonnage sur le terrain et appliquée seulement dans un nombre limité de cas, a montré des rapports de sexe moins déséquilibrés chez les nouveau-nés (55,6 à 79% de femelles). À l'inverse, la production de nouveau-nés à prédominance masculine a lieu dans certains sites comme la plage de Marathonissi à Zakynthos en Grèce (Margaritoulis, 2005 ; Zbinden et al., 2007 ; Margaritoulis et al., 2011) et l'île Kuriat en Tunisie (Jribi & Bradai, 2014) et dans certaines années, cela peut également être possible sur d'autres sites.

24. Des variations spatio-temporelles des rapports de sexes ont également été rapportées (Kaska et al., 2006 ; Katselidis et al., 2012 ; Fuller et al., 2013), avec davantage de nouveau-nés mâles produits à partir des nids posés au début et à la fin de la saison de nidification (mai et août, respectivement), comparés à ceux posés au milieu de la saison de nidification (juin-juillet). Les œufs au sommet d'un nid sont également susceptibles d'être exposés à plus de chaleur du soleil et produisent relativement plus de femelles que ceux situés au bas d'un nid (Kaska et al., 1998). La couleur du sable de la plage (albédo), la taille du grain de sable et l'ombrage par la végétation sont tous des facteurs importants pour déterminer le rapport des sexes des nouveau-nés (p. ex. Kaska et al., 1998 ; Hays et al., 2001 ; Zbinden et al., 2007 ; Fuller et al., 2013).

1.3.3.2. Estimations du ratio des sexes des tortues vertes

25. Les températures de couvées dans les nids de tortues vertes varient de 28,3 °C avec une période d'incubation de 59 jours en Turquie (Candan et Kolankaya, 2016) et jusqu'à 32,5 °C et une période d'incubation de 43 jours à Chypre (Kaska et al., 1998 ; Broderick et al., 2000). Les durées d'incubation moyennes varient entre 49 et 60 jours (Casale et al., 2018). Les principaux rapports de sexes ont tendance à être à prédominance féminine (70-96% femelles ; voir les références dans Casale et al., 2018). Un rapport de sexe opérationnel de 1,4 M:1F a été estimé à partir d'une étude de paternité menée à la plage d'Alagati (Alagati), Chypre (Wright et al., 2012).

1.3.3.3. Estimations du ratio des sexes dans l'eau

26. Étonnamment et contrairement à la production de nouveau-nés à prédominance féminine, les rapports de sexes des tortues caouannes juvéniles dans la plupart des habitats marins méditerranéens ne présentaient aucun écart important d'un ratio 1:1, avec la proportion des femelles variant entre 52 et 56%. L'explication donnée à l'origine pour l'écart entre la production de nouveau-nés à prédominance féminine et les rapports de sexes presque uniformes chez les tortues caouannes juvéniles était la forte immigration de juvéniles de l'Atlantique à prédominance masculine dans la mer méditerranéenne (Casale et al., 2002; Casale et al., 2006). Globalement, une prédominance féminine dans le rapport des sexes des juvéniles (1,56:1) a été enregistrée dans l'étude à long terme dans la mer Tyrrhénienne, bien qu'au fil de certaines années, ce rapport n'a montré aucun écart d'un ratio 1:1 (Maffucci et al., 2013).

1.3.3.4. Surveillance des effets du réchauffement climatique

27. Les profils de température des plages de nidification surveillées en Méditerranée orientale impliquent fortement un rapport de sexes à prédominance féminine pour les nouveau-nés (Casale et al., 2000 ; Godley et al., 2001a ; Godley et al., 2001b ; Kaska et al., 2006 ; Zbinden et al., 2007 ; Fuller et al., 2013). Dans le contexte du réchauffement climatique, il peut en résulter des rapports de sexes à prédominance davantage féminine pour les nouveau-nés. Cependant, les rapports de sexes extrêmement irréguliers résultant d'une augmentation modérée de la température d'incubation peuvent ne pas être nécessairement négatifs pour la dynamique de la population et une plus grande menace est représentée par une réussite d'éclosion réduite à des températures plus élevées (Pike, 2014 ; Hays et al., 2017).

28. La mesure de la température du nid et du sable offre des données simples et fiables pour l'estimation du rapport des sexes, une technique pour laquelle les enregistreurs de données électroniques sont couramment utilisés. La mesure de la température du sable fournit des informations sur le profil général d'une plage, mais le chauffage métabolique (la chaleur produite par les embryons lors de l'incubation) doit également être pris en compte, car cela signifie généralement que la température du nid est supérieure à celle du sable environnant.

29. Afin de ne pas interférer avec le nid après la nidification, le meilleur moment pour placer des enregistreurs de données est pendant la ponte. L'enregistreur de données peut être placé en bas ou en haut du nid, mais la pratique la plus courante consiste à le placer au milieu du nid.

30. Si un nid est trouvé après la ponte, l'enregistreur de données ne peut être placé dans le nid que dans les 24 premières heures suivant la ponte. Suivre la même procédure lors du déplacement du nid, en retirant les œufs du nid et en les remettant. Les enregistreurs de données peuvent être collectés durant l'excavation du nid. Les enregistreurs de données, leur lancement, leur placement dans le nid, la récupération d'informations et le téléchargement des données de température peuvent être trouvés dans les références (Kaska et al., 1998, 2006).

1.3.3.4.1. Surveillance de l'érosion des plages et du développement côtier

31. Le développement côtier est en grande partie le résultat d'activités de loisirs / touristiques. Il est associé à la présence de complexes hôteliers et d'autres constructions de tourisme, tels que des restaurants, des bars, des maisons et des commerces connexes, généralement construits le long de la plage, ce qui a un impact sur un système côtier initialement flexible et adaptable. Il existe de nombreux exemples de ces développements sur les plages de nidification des tortues marines en Méditerranée et toutes ces activités et modifications de l'habitat de nidification doivent être surveillées.

32. L'érosion des plages et le blindage des plages peuvent également être enregistrés, car ils sont étroitement liés aux changements des conditions écologiques des nids et au développement des embryons et des nouveau-nés.

33. Le développement côtier est également associé aux activités qui ont un impact sur les activités de nidification des tortues marines. La conduite sur la plage et l'utilisation de machinerie lourde pour le nettoyage de la plage sont des pratiques courantes et sont responsables des changements des caractéristiques du sable et de la destruction des œufs des tortues.

34. Les sports nautiques, activité de loisirs étroitement liée à une activité touristique intense, peuvent entraîner des collisions entre les tortues et les bateaux à moteur, en particulier à proximité des zones de nidification où la densité de tortues est élevée. Ces activités de loisirs et leur impact potentiel sur les tortues marines doivent être enregistrés et les précautions nécessaires et les mesures d'atténuation prises doivent être prises en compte.

35. Le développement côtier peut être facilement surveillé pendant les études de surveillance des plages. La plage de nidification peut être photographiée au début, au milieu et à la fin de la saison de nidification et les coordonnées GPS peuvent être enregistrées. Cette procédure peut être répétée chaque année. Facultativement, les images satellites des années précédentes peuvent être utilisées pour la comparaison. Des images gratuites sont disponibles dans différentes sources (p. ex. <https://earthengine.google.com/timelapse/>).

1.3.4. Croissance, âge à la maturité sexuelle et survie

36. Différentes méthodes de vieillissement donnent une estimation similaire de l'âge à la maturité sexuelle (ASM), variant de 14,9 à 18,6 ans pour les petites femelles nicheuses de 66 cm CCL et de 26,3 à 34,9 ans pour de grandes femelles reproductrices de 84,7 cm CCL (voir les références dans Casale et al., 2018). La taille moyenne des tortues caouannes femelles nidifiant en Méditerranée est de 79,1 cm CCL et les mâles semblent atteindre la maturité à une taille similaire (Casale et al., 2005 ; Casale et al., 2014). La moyenne des ASM pour la population de caouannes méditerranéenne a été estimée à 25 ans (plage : 21-34 ans) à partir des valeurs moyennes des huit relations âge-longueur obtenues par les études ci-dessus, appliquées à une taille à maturité de 80 cm CCL (Casale et Heggell, 2016).

37. Les caouannes méditerranéennes semblent atteindre 28 cm CCL vers 3 ans et demi, avec des taux de croissance allant de 11,8 cm (an-1) au cours des premiers mois de la vie à 3,6 cm (an-1) à l'âge de 2,5 à 3,5 ans, similaire à celle des tortues caouannes de l'Atlantique (Casale et al., 2009). Broderick et al. (2003) a déclaré des taux de croissance de 0,36 cm (an-1) pour les femelles caouannes nichant à Chypre.

38. D'après les données de capture-marquage-recapture, la probabilité de survie annuelle des caouannes de 25 à 88 cm CCL a été estimée à 0,73 et elle a été considérée comme sous-estimée d'au moins 0,1 à cause de la perte d'étiquettes (Casale et al., 2007b). Les probabilités de survie annuelles des grands juvéniles dans quatre zones d'alimentation différentes ont été estimées à l'aide d'une analyse de

la courbe des prises, donnant des valeurs variantes entre 0,71 et 0,86 en fonction de la zone (Casale et al., 2015). Ces valeurs ont été jugées inférieures à ce qui était espéré d'une population en bonne santé et sont probablement dues à une mortalité anthropique telle que les prises accessoires, en particulier dans certaines zones telles que l'Adriatique du Sud (Casale et al., 2015).

39. Pour les tortues vertes, les informations actuelles sur les taux de croissance sont limitées aux femelles adultes présentant une croissance lente de 0,11 cm (an-1) CCL (Broderick et al., 2003).

40. Les zones de garderie océaniques pour les jeunes tortues et les petites tortues juvéniles (< 40 cm CCL) sont en grande partie inconnues en Méditerranée. On trouve des tortues caouannes, en particulier des juvéniles, dans presque toutes les zones océaniques de la Méditerranée. Leur répartition est fondamentalement guidée par le système de circulation de la Méditerranée, comme l'indiquent la génétique (Carreras et al., 2006), la télémétrie (Revelles et al., 2007) et le marquage des nageoires (Casale et al., 2007a; Revelles et al., 2008). Identifier les zones les plus fréquentées n'est pas une tâche simple et, à l'heure actuelle, les meilleures informations sont fournies par les interactions avec les pêcheries. Les tortues dans les zones océaniques appartiennent à au moins trois unités de gestion régionale différentes (RMU) (Wallace et al., 2010) : la Méditerranée, l'Atlantique Nord-Ouest et, dans une moindre mesure, l'Atlantique Nord-Est (Clusa et al., 2014). Les juvéniles des RMU de l'Atlantique pénètrent en Méditerranée par le détroit de Gibraltar et se répartissent principalement dans le sud du bassin occidental en suivant les eaux moins salées de l'Atlantique (Millot, 2005). On peut également les trouver dans d'autres régions de la Méditerranée, mais dans des proportions bien inférieures (Clusa et al., 2014). On trouve des juvéniles de la RMU méditerranéenne dans tout le bassin, bien que leur proportion relative soit plus grande dans l'est, le centre et le nord-ouest de la Méditerranée (Clusa et al., 2014).

41. On trouve principalement les tortues marines adultes en Méditerranée dans les zones néritiques, ainsi que sur les plages de nidification. On peut rencontrer les tortues caouannes dans les zones pélagiques, mais la priorité devrait être donnée aux zones d'agrégation dans les habitats néritiques, en tenant compte du temps, du budget et des ressources humaines. Les paramètres démographiques de la population doivent être collectés en menant des études dans l'eau pour les deux espèces, en particulier pour les juvéniles et les sub-adultes.

1.3.5. Des données peuvent être collectées de l'interaction pêcheurs-pêche

42. Un grand nombre de données (récemment révisé) sur les prises accessoires de tortues en Méditerranée montre que le niveau d'informations disponibles n'est pas le même dans tous les pays et sous-régions (Casale, 2011). Cette révision a estimé plus de 132 000 captures et 44 000 morts en Méditerranée chaque année, de tous engins confondus. L'ordre de classement résultant des différents engins de pêche en fonction du nombre de captures par an était le suivant : palangre pélagique, chalut de fond, filet fixe et palangre de fond. Pour les morts, l'ordre de classement était le suivant: palangre pélagique, filet fixe, chalut de fond et palangre de fond.

43. Les flottes artisanales (SSF), des navires polyvalents d'une longueur allant jusqu'à 12 m, constituent le segment de la pêche dominant et représentent 80% du nombre total de navires en Méditerranée et en mer Noire (FAO 2016). Les tortues marines sont à haut risque des SSF potentiellement en raison de la longue durée d'immersion des engins (Carreras et al., 2004 ; Echwikhi et al., 2010, 2012 ; Coelho et al., 2013) et cette pêcherie pourrait être responsable de la majeure partie de la mortalité due à la pêche en Méditerranée (Casale, 2011).

44. Les chalutiers de fond causent la mort par noyade et les mesures d'atténuation sont représentées, entre autres, par la modification de l'engin (dispositif d'évacuation des tortues ou TED) pour permettre à toute tortue capturée de sortir du filet (FAO, 2009 ; Lucchetti et al., 2016) et en gardant à bord les tortues comateuses (c'est-à-dire semi-noyées) jusqu'à leur rétablissement (Gerosa et Aureggi, 2001 ;

FAO, 2009). Cependant, la maladie de décompression peut représenter un problème supplémentaire négligé (García-Párraga et al., 2014). Les palangres pélagiques causent généralement la mort après la libération en raison des dommages internes causés par la ligne et secondairement par le crochet (Casale et al., 2008 ; Parga, 2012 ; Alvarez de Quevedo et al., 2013). Les mesures d'atténuation sont représentées, entre autres, par l'utilisation des hameçons plus gros (p. ex. des hameçons circulaires) (Piovano et al., 2012 ; Gilman & Huang, 2017), qui diminuent le taux de prises et par le retrait des engins (en particulier la ligne) de la tortue avant de la libérer (Gerosa et Aureggi, 2001 ; FAO, 2009). Les filets fixes entraînent la mort par noyade, avec des taux de mortalité très élevés dus au temps pendant lequel le filet est dans l'eau (Echwikhi et al., 2012) et la seule mesure d'atténuation disponible à l'heure actuelle est l'éclairage du filet, de sorte que les tortues puissent le voir et l'éviter (Ortiz et al., 2016).

45. Les taux de prises les plus élevés en Méditerranée ont été observés au large de la côte tunisienne, dans la mer Adriatique et à l'extrême est du bassin Levantin, au large de la Turquie, en Syrie et en Égypte (Casale, 2011 ; Casale et al., 2012b). Un projet régional de prises accessoires (soutenu par la fondation MAVA) devrait être établi pour mettre à jour les chiffres des prises accessoires.

2. MÉTHODES DE SURVEILLANCE

46. Le suivi des tortues marines peut être effectué par :

- a) le comptage du nombre de nids pendant la période de nidification et la surveillance des paramètres des nids
- b) la collecte de tortues échouées et l'obtention d'informations à partir de tissus collectés
- c) les études de capture-marquage-recapture dans l'eau pour la répartition de la population
- d) les sondages par bateau et par voie aérienne peuvent également être utilisés pour la surveillance des plages et la surveillance en mer des tortues marines

47. Pour surveiller l'aire de répartition, l'abondance de la population et les caractéristiques démographiques des tortues marines, deux méthodes de suivi peuvent être appliquées :

- Surveillance des plages : surveillance au sol ou aérienne
- Surveillance dans l'eau : surveillance par bateau ou aérienne

48. Avant de commencer une étude de surveillance des tortues marines, il convient de noter que les autorisations nécessaires doivent être obtenues des autorités compétentes au niveau national.

Tableau 1. Données à collecter, outils de collecte de données et indicateur commun pertinent.

IC	Surveillance des plages de nidification		Surveillance de l'habitat marin	
	Mise en œuvre/Outils	Données collectées	Mise en œuvre/Outils	Données collectées
Aire de répartition CI3	Patrouilles à pied sur la plage	Nombre annuel de nids et de pistes ; succès de nidification ; répartition spatiale et temporelle des nids	Sondages par bateau	Nombre d'individus ; classes de taille ; répartition des espèces ; utilisation de l'habitat
	Sondages par avion ou par drone	Nombre de pistes, et identifier les nids si possible	Sondages par avion ou par drone	Nombre d'individus ; classes de taille ; répartition des espèces
	Suivi des tortues par satellite GPS	Couloirs migratoires, fréquence de ponte, habitats de nidification, aires d'alimentation	Suivi des tortues par satellite GPS	Couloirs migratoires ; aires d'hivernage ; aires de nidification ; utilisation de l'habitat

	Surveillance de la température du sable, du nid et de l'eau de mer	Les tendances du rapport des sexes ; plages de nidification convenables ; périodicité de nidification	Données sur les prises accessoires des pêches	Rapport des sexes, maturité, répartition des espèces, classes de taille ; nombre d'individus
	Réseau de tortues échouées	Répartition spatiale et temporelle et classes d'âge des tortues	Réseau de tortues échouées	Répartition spatiale et temporelle et classes d'âge des tortues
	Analyses d'isotopes stables	Utilisation de l'habitat ; estimation de l'origine de l'aire d'alimentation ;	Analyses d'isotopes stables	Utilisation de l'habitat
	Surveillance des aires de nidification potentielles	Nombre annuel de nids sporadiques		
	Photo d'identité, étiquette de nageoire, étiquette PIT, étiquette génétique	Nombre d'individus ; paternité multiple ; diversité d'haplotypes		
CI4 Abondance de la population	Patrouilles à pied sur la plage	Nombre annuel des nids et nombre de femelles nicheuses	Sondages par bateau	Nombre d'individus ; classes de taille; répartition des espèces
	Photo d'identité, étiquette de nageoire, étiquette PIT, étiquette génétique	Nombre d'individus ; paternité multiple ; diversité d'haplotypes	Prélèvement génétique	Analyse de stock mixte ; diversité génétique (ADN mitochondrial et nucléaire)
	Surveillance des aires de nidification potentielles	Nombre annuel de nids sporadiques	Données sur les prises accessoires des pêches	Rapport des sexes, maturité, répartition des espèces, classes de taille ; nombre d'individus
			Sondages par avion ou par drone	Nombre d'individus ; classes de taille; répartition des espèces; utilisation de l'habitat
			Réseau de tortues échouées	Répartition spatiale et temporelle et classes d'âge des tortues
CI5 Démographie de la Population	Patrouilles sur la plage	Réussite d'éclosion et d'émergence ; taux de prédation; rapport des sexes des nouveau-nés	Sondages par bateau	Nombre d'individus ; classes de taille; répartition des espèces; utilisation de l'habitat

	Photo d'identité, étiquette de nageoire, étiquette PIT, étiquette génétique	Nombre d'individus ; paternité multiple ; diversité d'haplotypes	Études CMR	Classes d'âge et de taille, sexage, maturité, état de santé
	Réseau de tortues échouées	Vieillessement des tortues mortes grâce à la squelettochronologie	Prélèvement génétique	Analyse de stock mixte ; diversité génétique (ADN mitochondrial et nucléaire)
			Réseau de tortues échouées	Répartition spatiale et temporelle et classes d'âge des tortues
			Données sur les prises accessoires des pêches	Rapport des sexes, maturité, répartition des espèces, classes de taille

49. Les deux méthodes peuvent être appliquées à la tortue caouanne et à la tortue verte. Le choix de la méthode de surveillance la plus appropriée dépend du budget, des équipements et du personnel disponible. La surveillance des plages doit être établie quotidiennement sur toutes les plages de nidification connues pendant la période de nidification. Les sites de nidification potentiels peuvent également être surveillés une ou deux fois par semaine. La surveillance des plages permet de compter l'émergence des tortues femelles adultes, leurs pontes et le nombre de nouveau-nés. Par conséquent, des estimations pour les populations nicheuses peuvent être calculées. Pour la surveillance au sol, le nombre de personnes travaillant sur le terrain dépend de la taille de la plage, tandis que l'équipement peut facilement être acheté avec un petit budget. Par exemple, pour les patrouilles quotidiennes à pied, au moins trois personnes (2 à 8) devraient être considérées pour une plage de nidification de cinq (5) km.

50. La surveillance des populations dans l'eau nécessite des équipements plus coûteux, tels que des bateaux, des filets d'enchevêtrement ou des véhicules aériens sans pilote (UAV).

2.1. Heure et aire

51. Les tortues marines sont une espèce très migratrice. Elles peuvent être trouvées dans différents habitats à différents moments de l'année. Par conséquent, la démographie et le rapport des sexes de la population changent temporellement tout au long de l'année. Les zones de reproduction, d'alimentation et d'hivernage sont les principales zones à surveiller.

2.1.1. Zone de reproduction

2.1.1.1. Nidification de la population femelle

52. Le nombre de nids, l'observation directe des femelles nicheuses et les rendements de reproduction sont observés pendant la saison de nidification. Chaque année, la surveillance des plages de nidification commence au début du mois de mai et se poursuit jusqu'à la fin du mois de septembre.

2.1.1.2. Ratio du sexe opérationnel

53. Le rapport des sexes opérationnel est la proportion d'individus des deux sexes prêts à copuler. Cela nécessite le prélèvement direct d'individus de la mer. En Méditerranée, l'accouplement a lieu principalement en avril et en mai. Par conséquent, les activités de surveillance devraient commencer en avril et se poursuivre jusqu'à la fin du mois de mai. De plus, elles devraient être menées chaque année.

54. La surveillance du rapport des sexes opérationnel avant avril et après mai doit être évitée, car les individus capturés au cours de ces périodes peuvent représenter différentes populations et les résultats peuvent être trompeurs.

2.1.2. Zones d'alimentation et d'hivernage

55. La surveillance des tortues marines sur les sites d'alimentation et d'hivernage peut être effectuée chaque année et tout au long de l'année. On trouve des tortues caouannes dans toute la Méditerranée, en particulier dans les baies et les estuaires. On peut trouver les tortues vertes dans l'est de la Méditerranée et elles sont rares dans les régions occidentales. La meilleure période pour surveiller les zones d'alimentation et d'hivernage est les mois de septembre et octobre, car les tortues auront terminé leur migration après la nidification.

2.2. Échantillons et données à collecter chez les tortues marines

Mise en œuvre et/ou prélèvement	Données à collecter	Méthodologie de surveillance		
		Surveillance des plages	Sondages dans l'eau	Sauvetage /Échouage
Mesures morphométriques	<ul style="list-style-type: none"> • Classe de taille • Âge de maturité sexuelle 	X	X	X
Marquage <i>étiquettes métalliques</i> <i>étiquettes en plastique</i> <i>étiquettes PIT</i> Photo d'identité	<ul style="list-style-type: none"> • estimations de la taille de la population • période d'inter-nidification • Voie de Migration 	X	X	
prélèvement de peau	<ul style="list-style-type: none"> • Analyses génétiques • Analyses d'isotopes stables • Analyses d'oligo-éléments • Analyses des métaux lourds 	X	X	X
Scutelle de prélèvement	<ul style="list-style-type: none"> • Analyses d'isotopes stables • Analyses d'oligo-éléments • Analyses des métaux lourds 	X	X	X
Sang de prélèvement	<ul style="list-style-type: none"> • Analyses génétiques • Paramètres de santé et biochimie du sang • Sexage des juvéniles • Physiologie des cellules sanguines • Analyses d'isotopes stables • Analyses d'oligo-éléments • Analyses des métaux lourds 	X	X	

Prélèvement de tissus d'organes internes et de muscles	<ul style="list-style-type: none"> • Examen histologique • Analyses génétiques • Analyses des métaux lourds • Ingestion des déchets marins 			X
Parasite – Epibionte	<ul style="list-style-type: none"> • État de santé • Isotopes stables 	X	X	X

2.2.1. Mesure de la taille des individus et marquage

56. Indépendamment de la méthodologie de suivi, la mesure de la longueur de la carapace est un outil essentiel pour identifier la classe d'âge des tortues marines.

57. La taille du corps d'un adulte varie considérablement entre les différents sites de nidification des deux espèces. L'une des caractéristiques les plus distinctives des tortues caouannes de Méditerranée est une taille de femelle adulte plus petite par rapport à d'autres populations dans le monde (Tiwari et Bjorndal, 2000 ; Kamezaki, 2003). Certaines tortues caouannes mâles commencent à développer une queue allongée d'une taille > 60 cm CCL (Bolten, 1999) et une nette dichotomie de ce trait est évidente dans la population de la classe de taille CCL > 75 cm (Casale et al., 2005 ; Casale et al., 2014). Pour une longueur de 70 cm de carapace en ligne droite (SCL), est généralement acceptée en tant que femelle mature. Ce type d'information ne peut être obtenu que par la mesure d'individus.

58. Comme expliqué par Bolten (1999), les techniques de mesure des tortues marines sont fréquemment utilisées. La mesure de la longueur de la carapace est un paramètre important pour l'identification des classes de taille. Les mesures les plus communes sont présentées ci-dessous :

- Longueur de carapace droite (SCL) : Un étrier est utilisé pour mesurer la longueur droite. Ces types de mesures sont disponibles pour SCL :
 - (i) SCL_{min}: mesurée du point antérieur à la ligne médiane (scutelle nucale) à l'encoche postérieure à la ligne médiane entre les supracaudales.
 - (ii) SCL_{n-t}: mesurée du point antérieur à la ligne médiane (scutelle nucale) à l'extrémité postérieure des supracaudales.
 - (iii) SCL_{max}: mesurée du bord antérieur de la carapace à l'extrémité postérieure des supracaudales.
- Longueur de carapace incurvée : Un mètre est utilisé pour mesurer la longueur droite. Trois types de mesures sont disponibles pour CCL :
 - (i) CCL_{min}: mesurée du point antérieur à la ligne médiane (scutelle nucale) à l'encoche postérieure à la ligne médiane entre les supracaudales.
 - (ii) CCL_{n-t}: mesurée du point antérieur à la ligne médiane (scutelle nucale) à l'extrémité postérieure des supracaudales.
 - (iii) CCL_{max}: mesurée du bord antérieur de la carapace à l'extrémité postérieure des supracaudales.
- Largeur de carapace droite (SCW) : Un étrier est utilisé pour mesurer la largeur droite de la carapace. SCW est mesurée au point le plus large et il n'y a pas de point de référence anatomique pour la mesure.
- Carapace incurvée avec (CCW) : Un mètre est utilisé pour mesurer la largeur droite de la carapace. Comme SCW, CCW est mesurée au point le plus large et il n'y a pas de point de référence anatomique pour la mesure.

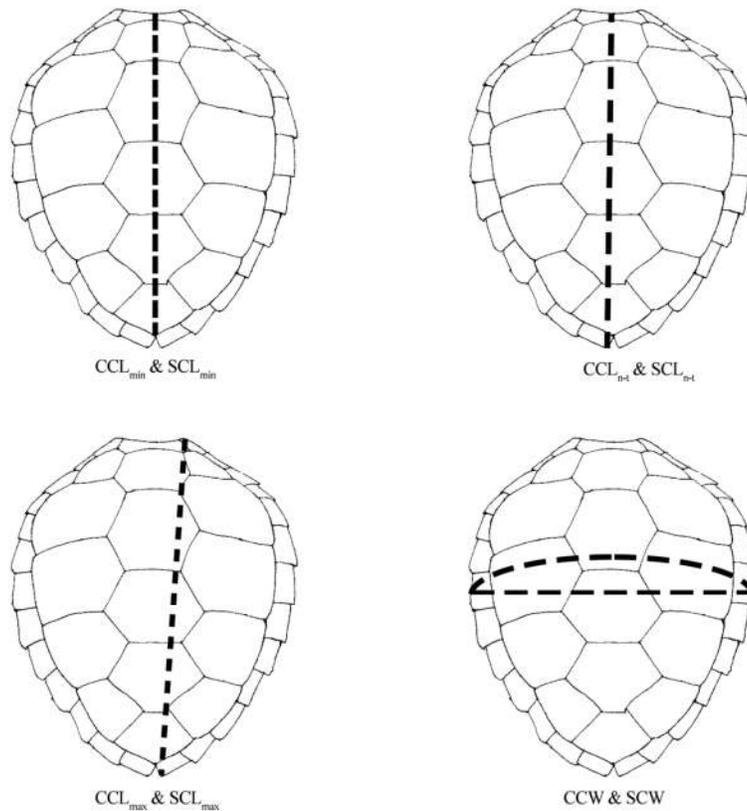


Figure 2. Mesures morphométriques de la carapace. (Pour les abréviations, voir le texte ci-dessus)

59. Le marquage est un outil important pour surveiller les populations de tortues marines, car il permet d'identifier chaque tortue en tant qu'individu. Chaque classe de taille de tortue marine, à l'exception des nouveau-nés, peut être étiquetée. Différents types d'étiquettes externes sont disponibles. Les plus courantes sont les étiquettes Monel, Inconel et les étiquettes de nageoires en plastique. Ces étiquettes peuvent être de différentes tailles et doivent être sélectionnées en fonction de la taille de la tortue. Une gamme de modèles d'étiquettes peut être trouvée sur <https://nationalband.com/>.

60. Les avantages de ces étiquettes sont :

- L'identification visuelle est possible sans équipement ou dispositif supplémentaire par différents chercheurs, pêcheurs ou autres personnes rencontrant la tortue. Les retours d'étiquettes sont importants pour les projets de suivi
- Moins chères par rapport à d'autres méthodes.

61. Les désavantages de ces étiquettes sont :

- Taux de perte élevé, en particulier lorsque la tortue n'est pas correctement étiquetée.
- Les étiquettes externes peuvent provoquer un enchevêtrement dans les filets de pêche ou les déchets marins

62. Les transpondeurs passifs intégrés (étiquettes PIT) sont également utilisés dans les projets de suivi. C'est une technique invasive qui peut être appliquée avec un pistolet ou un applicateur à aiguille. Les tortues marines sont étiquetées avec un microprocesseur de très petite taille. Bien que l'étiquette PIT reste dans les tissus de la tortue et puisse présenter un faible taux de perte d'étiquettes, ces étiquettes

ne sont pas identifiables visuellement et un lecteur électronique est nécessaire. De plus, les étiquettes PIT sont plus coûteuses que les étiquettes pour nageoires.

63. Photo-identification : La photo-identification est une méthode de marquage alternative qui devient de plus en plus populaire. La méthodologie est peu invasive, car elle repose essentiellement sur la photographie des écailles d'un individu, la création d'une base de données de photos et l'évaluation des photos de la base de données. Des programmes informatiques pour la photo-identification sont disponibles. Cette méthode est actuellement bien développée pour les tortues vertes et les tortues imbriquées (*Eretmochelys imbricate*) (Carpentier et al., 2016; Calmanovici et al., 2018), and can be used as a viable tool for loggerhead turtles (Schofield et al., 2008). Les modèles d'écailles latérales des tortues sont couramment utilisés. Pour obtenir les meilleurs résultats, les photos doivent être prises à la même distance et au même angle pour chaque individu.

Matériel nécessaire

Mesure des dimensions

- Cahier
- Crayon à papier
- Pied à coulisse de 150 cm
- Mètre ruban de 150 cm

Marquage

- Étiquettes de nageoires en Monel, Iconel ou plastique
- Pincettes de marquage (pincettes différentes pour chaque type de bagues)
- étiquettes PIT
- Pistolet injecteur ou trocart d'injection de transpondeurs PIT
- Lecteur électronique de transpondeurs PIT
- Appareil photo

2.2.2. Échantillon de peau et de scutelle

64. Nettoyer soigneusement la zone d'échantillonnage avant d'entamer la procédure. Tout d'abord, nettoyer doucement la zone de prélèvement afin d'enlever tous les épibiontes et algues, puis rincer la zone à l'eau. Ensuite, nettoyer à l'éthanol ou autre agent désinfectant. L'utilisation d'un poinçon à biopsie de 6 mm représente un bon moyen de prélever un échantillon de peau. En cas d'utilisation d'un scalpel, la tortue devrait d'abord être entravée et immobilisée. Après l'avoir stabilisée, utilisez les pincettes pour faciliter le prélèvement. La biopsie ne devrait pas faire plus de 0,5 mm de profondeur. Cela évitera les saignements. Après le prélèvement, nettoyer la zone à la bétadine afin de prévenir toute infection bactérienne. Les échantillons de tissu doivent être placés dans l'éthanol (70 % ou 96 %). Utiliser du matériel de prélèvement et des gants à usage unique. L'utilisation du même matériel de prélèvement, tel qu'un poinçon à biopsie ou un scalpel, sur différentes tortues peut conduire à un transfert d'ADN d'un échantillon à un autre. Placer les échantillons dans des cryotubes ou des sachets en Téflon et conservez-les congelés à une température maximale de -20°C jusqu'à ce qu'ils soient analysés.

65. Il existe deux méthodes de choix pour le prélèvement d'échantillons de scutelles. La première consiste à prélever un petit morceau de kératine à l'aide d'un poinçon à biopsie ou un scalpel, tandis que la seconde consiste à obtenir un copeau. Si la tortue est grosse, utiliser un poinçon à biopsie ou un scalpel pour prélever un échantillon de scutelle ; ceci permettra de collecter diverses couches de tissu kératinien.

66. Après avoir nettoyé la zone de toute présence d'algues, sable ou toute autre matière, la couche supérieure peut être doucement rabotée puis, si possible, rincée à l'eau distillée. Un échantillon de scutelle d'1x1 cm est généralement suffisant pour les analyses. Placer les échantillons dans des

cryotubes ou des sachets ne Téflon et conservez-les congelés à une température maximale de -20°C jusqu'à ce qu'ils soient analysés.

67. Si l'échantillon est prélevé sur une tortue juvénile, il peut être récolté par rabotage de la scutelle. La couche de kératine est très fine, en particulier chez les tortues franches. Nettoyer et rincer la zone de prélèvement, puis commencer à raboter la totalité de la scutelle à l'aide d'un couteau (la 5e scutelle ventrale est propice à cette procédure). Environ 2,00 mm de kératine devraient être rabotés. L'utilisation d'un paravent (p. ex. un parapluie) durant le rabotage est très utile.

2.2.3. Échantillon de sang

68. Le sang est communément utilisé à diverses fins scientifiques telles que :

- Diagnostic de l'état de santé d'une tortue
- Études physiologiques (cellules sanguines, hormones, anticorps, etc.)
- Études de la biochimie du sang (électrolytes, enzymes et protéines du sang)
- Identification du sexe (hormones et enzymes)
- Analyses d'isotopes stables
- Analyses génétiques
- Analyses toxicologiques

69. Le sang total comprend de deux parties : les cellules sanguines et le plasma. Une étude peut donc être réalisée sur sang complet, cellules sanguines (hématocrite) ou plasma. Dans chaque cas, une quantité suffisante de sang doit être prélevée et stockée. Si l'échantillon de sang n'est pas prélevé et/ou stocké correctement, les résultats ne seront pas fiables.

70. Le prélèvement sanguin doit être effectué dès que possible après la capture de l'animal, idéalement dans les 5 minutes suivant la capture et au maximum dans les 15 minutes. Le sinus dorsal cervical d'une tortue marine est un endroit facilement accessible pour réaliser un prélèvement sanguin. La tortue doit être maintenue dans une position stable. La meilleure position consiste à soulever le dos de la tortue, ce qui aidera à remplir de sang le sinus cervical. Tirer doucement la tête vers l'avant et vers le bas afin d'étirer le cou.

71. Une fois le cou étiré, localiser le point médian. Se décaler de 1 cm vers la scutelle nucale, zone propice au prélèvement sanguin. Ne pas insérer l'aiguille dans la ligne médiane du cou, car cela pourrait toucher la colonne vertébrale. Lorsque le cou est étiré, deux tendons deviennent visibles. L'aiguille peut être insérée au niveau de ces tendons, sur les faces latérales. Insérer verticalement l'aiguille. L'aspiration devrait commencer une fois franchi le tégument. Continuer à enfoncer soigneusement l'aiguille vers le bas, en maintenant une petite aspiration jusqu'à ce que le sang commence à couler. Lorsque le sang apparaît, maintenir l'aiguille dans une position stable jusqu'à ce que suffisamment de sang soit récolté.

Matériel nécessaire

- Aiguille 21 G et seringue/vacutainer
- Tubes héparinés
- Centrifugeuse (pour séparer les cellules sanguines du plasma)
- Flacons et cryotubes
- Glacière (pour le transport)
- Gants
- Antiseptique (p. ex. éthanol)

2.3. Surveillance des plages

72. La surveillance des plages devrait être effectuée au cours de patrouilles nocturnes ou matinales. Les patrouilles nocturnes permettent de rencontrer les femelles montées pondre, tandis que la découverte de nids sert à les protéger de la prédation, des risques d'inondation et du braconnage. Les patrouilles nocturnes débutent après le coucher du soleil et peuvent se poursuivre jusqu'au matin. La surveillance matinale des plages débute à l'aube.

Matériel nécessaire

- Cahier
- Crayon à papier
- Mètre ruban (30 m ou plus)
- GPS
- Lampe frontale à lumière rouge
- Appareil photo (facultatif)

73. Afin de déterminer quelles sont les activités des tortues, les sites de ponte potentiels devraient être surveillés toutes les deux semaines pendant la saison estivale. Les plages identifiées comme zones de ponte devraient être surveillées tous les 1 à 3 jours pour comptage des nids / traces. Au cours de ces visites, les tortues échouées peuvent aussi être comptabilisées et, le cas échéant, des prélèvements peuvent être effectués.

2.3.1. Surveillance des plages durant la saison de nidification

74. Les plages de ponte potentielles et avérées devraient être surveillées durant la saison de ponte. Les enquêtes de terrain réalisées avec un GPS portable devraient servir à cartographier les plages de ponte des tortues marines.

- Tout l'équipement doit être prêt avant de commencer la surveillance des plages.
- Pendant la nuit, utiliser seulement des lampes rouges ; idéalement, les patrouilles doivent être silencieuses et les bruits maintenus à un niveau minimal.
- Éviter d'avoir un trop grand nombre de personnes en patrouille.
- Afin d'éviter d'effacer les traces de tortues marines, les patrouilles doivent marcher sur le sable humide, dans le jusant. Une fois une trace identifiée, une seule personne devrait la suivre, informant le reste de l'équipe si une tortue femelle est trouvée.
- Si une tortue est trouvée, le groupe devrait tranquillement s'asseoir et attendre que celle-ci ait fini de pondre ses œufs et commence à recouvrir le nid.
- Pour gagner du temps, l'emplacement devrait être marqué à ce stade.
- La tortue marine devrait être marquée et mesurée dès qu'elle a fini de pondre. Une fois la tortue marquée, elle devrait être enregistrée.
- Les échantillons de tissus devraient être prélevés après le marquage. Si des échantillons sensibles doivent être prélevés, tels que du sang, ceux-ci doivent être récoltés en premier.
- Un minimum de lumière doit être utilisé pour consigner les données, afin d'éviter de distraire la femelle et d'affecter l'activité de ponte.
- L'emplacement du nid devrait être consigné à l'aide de mesures physiques. Afin d'obtenir une localisation trigonométrique, mesurer la distance depuis la côte et au moins 2 autres points permanents au bout de la plage. Noter les coordonnées GPS.
- Le nid devrait être recouvert d'une grille afin de le protéger de la prédation (œufs déterrés par des animaux à la recherche de nourriture sur la plage).

- Toutes les traces de tortue doivent être ensuite effacées afin que les équipes suivantes puissent clairement voir les nouvelles traces et ne se laissent pas distraire par des traces et des nids déjà comptabilisés.
- La présence de prédateurs (chiens, chats, oiseaux marins, renards, etc.) sur la plage peut être consignée à partir d'observations directes ou de la présence de traces. Si la prédation survient, elle doit être immédiatement consignée. Dans ce cas les mesures à prendre sont indiquées ci-dessous :
- Le prédateur doit être identifié. Les coquilles d'œufs éparpillées autour du nid doivent être ramassées et comptées afin d'établir le nombre d'œufs qui ont été endommagés par la prédation.
- En cas d'infestation des œufs éparpillés, les spécimens (adultes, pupes, larves) doivent être collectés pour un examen plus approfondi en laboratoire.
- Les œufs endommagés doivent être retirés de la plage.
- Le centre du nid ciblé et saccagé par un prédateur doit être localisé et désensablé.
- Rechercher avec précaution les œufs intacts (en bon état).
- Dans le cas où le nid est complètement démoli mais contient des œufs intacts, creuser un nouveau nid à proximité de celui existant et soigneusement y transférer les œufs intacts.
- Les œufs doivent être maintenus dans la même position (pour le transport sur de longues distances, marquer le dessus des œufs avec un marqueur) afin d'éviter qu'ils soient affectés par les vibrations, les rotations et les changements de température. Le nombre d'œufs intacts et les coordonnées GPS du nouveau nid doivent eux aussi être consignés.
- Pour chaque mesure d'emplacement ou de point de collection d'échantillons, la position GPS doit être consignée et tous les renseignements doivent être entrés dans la base de données GIS.

75. La surveillance aérienne représente elle aussi un bon moyen de surveiller les plages de ponte, lorsque la plage de ponte se trouve dans un endroit éloigné, que la plage est longue ou que les ressources humaines ou en équipement sont limitées. La surveillance aérienne par drone ou par avion peut être utilisée pour compter les traces de tortues marines et les nids. La surveillance peut être quotidienne, un jour sur deux ou hebdomadaire.

2.3.2. Surveillance des plages durant la saison d'éclosion

76. Les données récoltées au cours de la saison de ponte sont utilisées pour estimer la période d'éclosion. Cela sera confirmé par des indices physiques et l'observation de petites traces quittant le nid et se dirigeant vers la mer. La période d'éclosion se produit habituellement de 45 à 70 jours suivant la première date de ponte. Les nids ayant atteint la période d'incubation de 40 jours doivent être surveillés. La fouille des nids ne doit être entreprise que 4 jours après avoir aperçu les premières traces et les données suivantes doivent être consignées :

- a) Petits vivants
- b) Petits morts
- c) Sacs vitellins encore attachés
- d) Œufs partiellement développés
- e) Œufs non fécondés
- f) Coquilles vides

2.3.3. Excavation de nids éclos

77. La fouille des nids est essentielle car elle permet de sauver les petits qui ne sont pas capables de quitter le nid, soit parce qu'ils sont trop faibles, soit parce que le nid est obstrué par un facteur externe. Au cours de la fouille du nid, les renseignements concernant les petits en bonne santé, les œufs non

fécondés, les embryons morts, les coquilles vides et les petits vivants incapables de quitter le nid sont récoltés. Les coquilles d'œufs dans les nids sont comptabilisées comme coquilles vides et les œufs contenant des embryons morts sont comptabilisés comme embryons morts. Cependant la détection des embryons morts très précocement peut se révéler difficile.

78. Les données récoltées au cours de la fouille des nids sont présentées ci-dessous :

- Embryon de stade précoce : Un embryon de moins de 1 cm. L'embryon peut être mort quelques jours après la ponte. Il est donc difficile de distinguer un embryon de stade précoce d'un œuf non fécondé.
 - Lorsque l'œuf est ouvert dans ce cas, un caillot de sang devrait être visible et le sac vitellin devrait encore être attaché à la coquille. De plus, la partie externe de la coquille doit être examinée afin d'observer s'il y a eu blanchiment de la couche calcique provoqué par la respiration de l'embryon. En outre, la couleur de l'œuf sera entièrement ou partiellement blanche. Un œuf qui présente ces caractéristiques est appelé embryon de stade précoce.
- i. Embryon de stade intermédiaire : Ces embryons mesurent entre 1 et 2 cm.
 - ii. Embryon de stade avancé : Ces embryons mesurent plus de 2 cm.
 - iii. Petits morts dans le nid : Ces petits sont retrouvés dans le nid au cours du processus d'excavation.
 - iv. Petits vivants à l'extérieur du nid : Ces petits sont retrouvés au cours du travail de terrain ou leur présence est déterminée par les traces qu'ils ont laissées.
 - v. Petits morts à l'extérieur du nid : Ces petits sont détectés sur la plage, au cours du travail de terrain, par leurs traces qui n'atteignent pas la mer.
 - vi. Œufs non fécondés : Œufs dont l'embryon n'a pas réussi à se développer. Ces œufs sont de couleur jaune-brun ou grisâtre et ne présentent aucune des caractéristiques ci-avant.
 - vii. Coquilles vides : Les coquilles vides délaissées par les petits après l'éclosion.
 - viii. Petits vivants dans le nid : Petits vivants retrouvés dans le nid au cours du processus d'excavation.

79. Le moment propice à l'excavation du nid pour le contrôler est variable. Les premiers nids de la saison (avril, mai et début juin) ont généralement une période d'incubation plus longue et l'éclosion commence plus tard dans ces nids, avec une incubation pouvant durer jusqu'à 70 jours. Les petits appartenant à ces nids précoces peuvent mettre 8 à 10 jours pour éclore.

80. Les nids du milieu de saison ont une période d'incubation plus courte, pour lesquels 45 jours sont suffisants au processus d'incubation. Le processus total d'éclosion peut ne prendre que quelque jour, bien que dans certains cas, il puisse durer de 6 à 7 jours. La fouille de ces nids devrait être réalisée 5 à 6 jours après la première éclosion. Au cours de la fouille, les petits vivants qui ont atteint la mer, les œufs non fécondés, les embryons morts, les petits morts, les coquilles vides et les petits vivants encore dans les nids devraient être comptabilisés.

2.3.3.1. Calcul de la période d'éclosion et d'incubation

81. En général, la surface du nid s'écroule 2 à 3 jours avant que l'éclosion ne commence et les œufs se froissent tandis que les petits commencent à émerger, laissant le sable entrer. Ce mouvement crée un passage permettant au petit de sortir du nid. La nuit, la température du sable descend et les petits commencent à se précipiter vers la surface. La plupart des petits sortent du nid la première nuit, et le reste au cours des quelques jours suivants. Le processus d'éclosion est généralement achevé en l'espace d'une semaine. La période d'incubation s'étale de la date de ponte à la première sortie des petits et se mesure en jours.

2.3.3.2. Calcul des résultats d'éclosion

82. Calcul des résultats d'éclosion

- Réussite des petits = (coquilles d'œufs vides) / (Nombre total d'œufs) X 100
- Nombre total d'œufs = COV + ONF + EM + OVP
- COV : Nombre de coquilles d'œufs vides ; ONF : Nombre d'œufs non fécondés ; EM : Nombre d'embryons morts ; OP : Nombre d'œufs détruits

2.3.3.3. Température du sable, du nid et de la surface de l'eau

83. Il est recommandé que le sable, le nid et la température de surface de la mer soient contrôlés de manière à suivre les effets du changement climatique. La température de ces environnements est un indicateur utile à l'évaluation de divers paramètres.

Température du sable	Température de surface de la mer	Température du nid
Affecte les températures du nid	Affecte les températures du nid (cf. Girondot and Kaska, 2015)	Estimations du ratio des sexes
La température spatiale et temporelle change dans différentes sections de la plage	Périodicité de reproduction des adultes	Évaluation de la réussite d'éclosion

84. L'utilisation d'enregistreurs de données qui enregistre la température est un moyen simple et courant de contrôler les températures du sable et du nid. La température de surface de la mer peut être enregistrée ou ces données peuvent être obtenues auprès des organisations météorologiques nationales.

Contrôle de la température du sable

85. Les enregistreurs de données sont placés à des intervalles spécifiques sur la plage de ponte. Pour la plupart des sites de ponte des tortues marines, un intervalle de 1 km entre chaque enregistreur de données est recommandé, enfoui à une profondeur de 50 cm, bien que cela dépende des conditions de la plage. Lors du placement / planification des dispositifs, une attention particulière devrait être portée aux éléments suivants :

- Les dispositifs ne doivent pas être placés dans une zone inondable.
- Si possible, les dispositifs devraient être placés en différentes zones au sein de cet endroit (p. ex. zone de ponte, zone de végétation).
- Les dispositifs devraient être mis en place dès la deuxième semaine d'avril et récupérés à la fin septembre.
- La structure de la plage est susceptible d'être affectée par des phénomènes naturels, comme les vents, les vagues et les inondations. Il est donc conseillé de prendre des précautions, telles que de fixer les dispositifs ou les couvrir d'une grille.
- Consigner les coordonnées GPS des emplacements des dispositifs.

Matériel nécessaire

- Enregistreurs de données
- GPS
- Un programme d'interface (afin de programmer les dispositifs et télécharger les données)

2.4. Surveillance de l'abondance de la population dans l'eau

2.4.1. Observation sur embarcation

86. La surveillance de la population en mer est utilisée pour l'estimation de la taille, de l'abondance et du ratio des sexes d'une population dans une zone particulière. Elle est également utile pour la collecte d'échantillons biologiques. Une zone de recherche peut se composer d'une aire de reproduction, d'alimentation, d'hivernage ou un mélange de ces trois aires. Cela signifie que différentes populations peuvent se trouver dans une zone. Les tortues marines sont des espèces migratoires, le timing de l'étude est donc important et devrait être sélectionné soigneusement ; et une méthode utilisée devrait être employée.

Relevés par bateau : méthode de capture-marquage-recapture (CMR)

87. Deux méthodes courantes sont employées pour les relevés en mer. La première consiste à installer un filet de capture dans la zone d'échantillonnage. La deuxième consiste à capturer les tortues selon la technique du rodéo.

- (i) Dans le cas d'une vaste zone d'étude de faible visibilité et en eau profonde, la capture au filet est préférable.
- (ii) Le maillage du filet doit être large afin d'éviter d'attraper d'autres animaux marins, mais suffisamment petits afin de capturer des tortues.
- (iii) La taille du maillage peut aller de 10 à 15 cm. Une fois le filet en place, celui-ci devrait être régulièrement contrôlé depuis un bateau.
- (iv) Si l'équipe est suffisamment importante et que la visibilité est bonne, il est préférable pour cette étude de nager jusqu'au filet.
- (v) Lorsqu'une tortue se prend dans le filet, il faut la retirer et la transférer dans le bateau afin d'effectuer les mesures et le prélèvement d'échantillons.
- (vi) La tortue doit rester sur le bateau jusqu'à ce que le filet soit ramassé, puis elle sera relâchée dans la mer.
- (vii) Cette étude peut être utilisée pour estimer la taille et le ratio des sexes de la population.
- (viii) La technique du rodéo nécessite une équipe plus petite et peut être utilisée dans de petites zones et en eaux peu profondes à grande visibilité.
- (ix) Lorsqu'une tortue marine est repérée depuis le bateau, un nageur plonge et capture la tortue.
- (x) La tortue marine est alors mesurée et les échantillons biologiques sont collectés.

Matériel nécessaire

- Un bateau
- Filet d'enchevêtrement
- Matériel de mesure
- Matériel de marquage
- Balance
- Tuba
- Masque
- Palmes
- Appareil de mesure de la profondeur de l'eau
- GPS
- Au moins cinq membres d'équipage, qui peut être augmenté selon le type d'étude, la zone et le budget

2.4.2. Suivi satellite

88. Une télémétrie par satellite des tortues marines adultes est nécessaire pour identifier les aires d'approvisionnement utilisées par les adultes de chaque population. Cette technique peut aussi être utilisée pour évaluer le temps en surface des tortues dans les aires d'approvisionnement. Un paramètre est nécessaire pour dériver les estimations de population absolue pour les relevés aériens.

2.4.2.1. Application d'étiquettes satellites et enregistreurs de données

89. La surveillance par satellite est l'une des techniques les plus couramment utilisées pour suivre les tortues marines, puisqu'elle permet de déterminer les couloirs de migration, les aires d'alimentations et d'hivernage. Elle fournit également des informations précises sur la localisation de l'animal. Cependant, comme le coût des appareils de suivi est élevé, cela peut limiter le nombre de tortues qui peuvent être suivies.

90. Le système de suivi Argos est le plus couramment utilisé mais les dispositifs satellites à l'iridium représentent une nouvelle option depuis ses dernières années. Ces systèmes fonctionnent de manière similaire et une même méthode est utilisée pour attacher les émetteurs aux tortues.

91. Avant d'attacher l'émetteur à la tortue marine, celui-ci devrait être contrôlé à l'aide d'un petit dispositif de réception. Si l'émetteur émet des signaux, éteindre le dispositif de réception et préparer la tortue à la fixation.

92. La tortue peut être stabilisée dans une grande cuve (1 m X 1,5 m). L'émetteur est normalement fixé sur les deuxièmes scutelles vertébrales. La zone de fixation sur la carapace doit être débarrassée des épibiontes, puis abrasée au papier de verre jusqu'à ce qu'elle soit lisse. Retirer soigneusement toute trace de poussière et passer la zone à l'acétone avant de laisser sécher quelques minutes.

93. Utiliser une colle forte, comme de l'époxy marine, pour fixer le dispositif. Selon le type de colle utilisé, celle-ci peut être mélangée avant application ou sur la carapace elle-même. La colle est aussi appliquée sur le dispositif, mais évitez d'en mettre sur les parties importantes, comme le point de connexion magnétique ou les interrupteurs d'eau de mer. Après la fixation accomplie, laisser la tortue marine à l'air libre jusqu'à ce que la colle soit complètement sèche. Elle peut alors être relâchée dans la mer.

Revérifier ! Assurez-vous que le dispositif est allumé avant de relâcher la tortue. Oublier de vérifier que l'émetteur est opérationnel avant la remise en liberté est une erreur courante.

Matériel nécessaire

- Balises émetteur satellite (à commander au moins deux mois avant utilisation)
- Conteneur pour la manipulation des tortues (100 X 150 cm)
- Papier de verre
- Acétone
- Colle (résine époxy marine)
- Aimants (pour allumer et étendre les balises)

2.4.3. Observations aériennes et utilisation d'UAV

94. La surveillance aérienne est la meilleure méthode pour déterminer l'abondance des tortues en mer et détecter les changements dans la population avant qu'ils ne se traduisent par des changements dans la comptabilisation des nids.

95. La surveillance aérienne nécessite des informations sur le temps passé en surface afin de produire des estimations absolues de l'abondance des tortues. Au cours de ces dernières années, les drones deviennent populaires pour suivre les activités de ponte et réaliser le comptage individuel des tortues marines nageant en surface.

96. La surveillance aérienne devrait être effectuée tous les cinq ans au niveau de chaque aire d'alimentation (Mer d'Alboran, Mer des Baléares, Bassin algérien, Mer tyrrhénienne, Mer de Libye, côte sud de la Turquie et Bassin Levantin).

97. Les aéronefs sans pilotes (ASP) ou drones sont de plus en plus adaptés à la collecte des données, avec des résolutions spatiales et temporelles jamais atteintes, dans divers lieux géographiques. Cet outil facile d'accès, à bas coût, améliore les méthodes de recherche existantes et permet de nouvelles approches en écologie et conservation des tortues marines. Dans le cas des études de ponte et de distribution en mer des tortues et de leur comportement, les drones peuvent réduire les coûts et le temps passé sur le terrain, tout en améliorant la sécurité, la qualité et la quantité des données, par rapport aux méthodes existantes. Ils se développent également dans de nouvelles directions, comme la capture illégale (cf. Rees et al, 2018 pour plus de renseignements).

98. Cependant il existe certaines limites à l'utilisation des drones :

- (i) Ils nécessitent un pilote entraîné
- (ii) La durée de vie de la batterie de la plupart des drones est inférieure à 30 min et la zone de surveillance doit être soigneusement déterminée avant le début de l'étude.
- (iii) Conditions météorologiques (vents forts, luminosité, etc.)
- (iv) Limitations juridiques (zones d'exclusion aérienne, autorisations et permis nécessaires)
- (v) Implications éthiques (confidentialité, effets sur les animaux, etc.)

99. Les enquêtes par avion sont également une méthodologie utile pour estimer l'abondance des tortues marines. Toutefois, compte tenu de l'altitude de vol, en particulier dans les zones d'eaux profondes et de faible visibilité, les enquêtes par avion posent des difficultés pour identifier les espèces, le sexe et les classes de taille des tortues marines (Jean et al., 2010; Herren et al., 2018), and other marine animals (Laran et al., 2017).

Matériel nécessaire

- Drone (les drones DJI sont les plus communément utilisés pour l'étude des tortues marines)
- Pilote de drone entraîné
- Tablette, ordinateur
- Dispositif de contrôle à distance
- Batteries de rechange

2.4.3.1. Surveillance des plages de nidification à distance

100. Un drone peut être utilisé pour la surveillance régulière des plages éloignées dont la densité de nids est faible, en particulier lorsque la plage est inaccessible. Cela fait gagner du temps et fournit des informations précises sur les activités de ponte des tortues marines.

2.4.3.2. Observations dans l'eau

101. Les drones sont des outils très utiles pour la surveillance des populations en mer. Ils peuvent être utilisés pour déterminer la densité et la distribution des tortues marines dans les aires d'alimentation, mais aussi pour étudier leur comportement, surveiller et cartographier leurs habitats.

2.5. Structuration génétique

102. Les techniques de génétique moléculaire sont largement utilisées et plusieurs méthodes non invasives de prélèvement existent. Bien qu'elles aient l'air relativement simples, elles nécessitent une attention particulière lors du prélèvement à cause de la contamination possible entre les ADN de différents individus. Les échantillons génétiques peuvent être prélevés sur des femelles adultes, des petits et des embryons morts.

103. Le sang et la peau représentent les deux tissus les plus couramment employés pour effectuer des prélèvements génétiques. Le prélèvement sanguin est décrit plus haut. Une biopsie tissulaire de la peau est simple : les tissus sont prélevés sur la nageoire antérieure ou (préférentiellement) postérieure à l'aide d'un poinçon à biopsie. S'il n'y a pas de poinçon à biopsie disponible, utiliser un scalpel. Un échantillon cutané de 1,5 à 2,0 cm est adapté aux analyses génétiques. La biopsie ne devrait pas faire plus de 0,5 mm de profondeur afin d'éviter les saignements.

104. Après le prélèvement, nettoyer la zone à la bétadine afin de prévenir toute infection bactérienne. Placer l'échantillon tissulaire dans 70 % d'éthanol. Toujours utiliser du matériel de prélèvement et des gants à usage unique. Si le même matériel de prélèvement, tel que poinçon à biopsie ou scalpel, est utilisé sur différentes tortues, l'ADN peut être transféré d'un échantillon à un autre.

105. Pour les analyses génétiques, prélever une petite quantité de muscle d'une tortue morte au cours de la nécropsie. Il est préférable de prélever, si possible, les mêmes tissus pour chaque étude de recherche.

106. Le frottis buccal et le grattage de carapace sont d'autres méthodes de prélèvement. Le frottis buccal n'est pas idéal parce que la bouche de la tortue doit être maintenue ouverte au cours du prélèvement.

107. Lors du prélèvement d'échantillon de carapace pour l'analyse d'isotopes stables, la méthode de grattage de la carapace peut être utilisée. Lors du grattage de la carapace, le tissu épidermique blanc peut être observé sur la face interne de l'échantillon de carapace. Rincer l'échantillon de carapace et le laisser sécher brièvement. Il est facile de retirer les tissus épidermiques et de stocker l'échantillon dans l'éthanol.

108. Les renseignements disponibles sont basés sur l'utilisation des haplotypes mitochondriaux et les microsatellites nucléaires. Cela permet l'attribution individuelle des tortues caouannes et franches aux zones de ponte principales de l'Atlantique (Carreras et al., 2011, 2014).

109. La structuration génétique sur les plages de ponte et dans les aires d'alimentation est déterminée plus précisément en combinant les analyses génétiques à d'autres informations de ponte, telles que l'intervalle de remigration et la fréquence de couvée grâce à l'empreinte génétique femelle. Cela aide à mieux comprendre la contribution génétique apportée par les plages de ponte aux aires d'alimentation.

2.6. Surveillance des échouages

110. La plupart des recherches sur les tortues marines sont menées traditionnellement sur les plages de pontes, même si celles-ci passent la majeure partie de leur temps dans l'océan. Les informations disponibles suggèrent que les tortues ne sont pas distribuées de manière homogène au sein des sous-bassins (Clusa et al., 2014) et certains paramètres clés, tels que la taille corporelle de l'adulte et la fécondité, varient entre les femelles s'alimentant dans différents sous-bassins, ceci bien qu'elles pondent sur la même plage (Zbdinen et al., 2011 ; Cardona et al., 2014). C'est pourquoi les informations détaillées sur l'habitat utilisé par l'adulte sont essentielles, bien qu'elles soient encore absentes pour certaines plages de ponte principales.

111. Les tortues échouées sont une bonne source d'information pour la récolte de données concernant la biologie des tortues marines et les menaces potentielles. Les informations suivantes peuvent être récoltées à partir des tortues échouées :

- La distribution spatiotemporelle des tortues
- L'échantillonnage tissulaire pour les analyses génétiques et d'isotopes stables
- Le prélèvement osseux pour la squelettechronologie
- Classes de dimensions
- Sexe
- Menaces (cause de la mort)
- Pollution marine (ingestion de déchets marins, surveillance des polluants organiques et chimiques dans l'environnement marin).

112. Des protocoles courants pour la collecte de données sur les tortues échouées sont disponibles. Par exemple, un protocole détaillé pour la collecte de données à partir de tortues échouées, afin de suivre l'ingestion des déchets marins, a été élaboré par le consortium INDICIT. Il peut être trouvé sur le site Web de leur projet sur <https://indicit-europa.eu/indicit-documents/>

2.7. Surveillance de la pollution et des polluants

113. Les tortues marines peuvent ingérer ou s'empêtrer dans les débris anthropogéniques. À la différence de l'ingestion, l'enchevêtrement a été signalé comme étant une cause importante d'échouage en mer Méditerranée (Tomás et al., 2008 ; Casale et al., 2010). Les études sur l'ingestion de débris marin par les tortues marines en Méditerranée ont fait l'objet d'une revue par Casale et al., (2016). Celle-ci montre que l'incidence des débris marins varie d'une étude à l'autre, avec l'occurrence maximale (80 %) signalée pour les tortues prises dans des palangres pélagiques dans le centre de la Méditerranée (Casale et al., 2016). Les enquêtes sur l'ingestion de plastique peuvent être réalisées grâce aux nécropsies de tortues mortes, mais la contamination par l'environnement au cours de la nécropsie doit être évitée.

114. Avant de retirer le tractus GI, nouer la partie antérieure de l'œsophage. Puis nouer le au-dessus du sphincter cardiaque et au début de l'intestin (après le sphincter pylorique). Enfin, nouer l'extrémité de l'intestin. De cette manière, le contenu des différentes sections du tractus GI ne sera pas mélangé.

115. L'espace de travail doit être dégagé avant d'examiner le tractus GI pour une contamination éventuelle. Sectionner chaque section, puis peser (et le cas échéant, mesurer le volume) de chaque section (œsophage, estomac, intestin).

116. Commencer par disséquer chaque section séparément en les plaçant sous l'eau courante dans un tamis à maillage de 1 mm. Récolter tout corps étranger provenant du contenu de chaque section et le

placer dans un récipient contenant 50 % d'éthanol. Récupérer toutes les matières organiques pour une étude du régime alimentaire et conserver les matières organiques dans 70 % d'éthanol.

117. Suivez la même procédure pour chaque section. Toujours nettoyer le tamis avant de commencer à travailler sur une autre section du tractus GI. Mesurer le poids et le volume net de chaque section.

118. Nettoyer et sécher chaque corps étranger, puis le peser et mesurer son volume (si possible). Des bâches en plastique sont nécessaires, de même qu'une balance de précision à quatre chiffres après la virgule, pour mesurer les microplastiques (de 1 à 5 mm de diamètre). Les mesures réalisées, étiqueter et conserver tous les échantillons dans un sachet plastique.

Polluants chimiques

119. Les polluants chimiques représentent eux aussi une menace potentielle pour les tortues marines. Cela est particulièrement significatif lorsque plusieurs rivières importantes se jettent dans différentes parties de la Méditerranée et que l'on prend en compte sa nature semi-fermée. La présence de métaux lourds chez les tortues marines a été étudiée dans différentes parties de la mer Méditerranée. La plupart des valeurs de concentration étaient au-dessous des seuils de toxicité, sauf pour le nord de l'Adriatique (Franzellitti et al., 2004) et au large du sud de la Turquie (Kaska et al., 2004).

120. Récemment, Cortes-Gomez et al., (2017) ont passé en revue les concentrations en métaux de 58 études concernant différentes espèces de tortues marines. Ils ont résumé les résultats et rapporté que l'accumulation des polluants varie selon les espèces, les zones géographiques et les stades de développement. Ross et al. (2017) ont également passé en revue les contaminations par des métaux toxiques dans les tissus de tortues marines rapportés par 95 études et en ont commenté les implications pour la santé humaine. Une étude récente a rapporté une évaluation éco-toxicologique à partir de sang, de peau et de tissus truqués de tortues caouannes échouées (Casini et al., 2018). Ils ont testé les réponses de biomarqueurs des tissus sélectionnés et les niveaux de contaminants dans ces tissus. Leurs résultats suggèrent également que les animaux plus âgés présentaient les niveaux les plus élevés d'anomalies nucléaires érythrocytaires, ce qui pourrait indiquer un stress éco-toxicologique à long terme en milieu marin.

121. Les tortues marines échouées sont extrêmement utiles pour les études moléculaires, l'analyse des isotopes stables et la squeletteochronologie, et devraient donc faire l'objet d'une surveillance régulière. La longueur de la carapace est un paramètre couramment renseigné pour la plupart des tortues échouées ou réhabilitées. Bien que les individus échoués représentent sans aucun doute un échantillon biaisé, ils offrent la méthode la plus rentable pour recueillir des informations concernant la distribution de taille dans les aires d'alimentation.

Matériels nécessaires :

- Voir la section 2.2. pour la méthodologie d'échantillonnage du sang, de la peau et des tissus des écailles et du matériel nécessaire.
- Pour les prélèvements d'organes internes, une autopsie doit être effectuée. Veuillez consulter les protocoles standard du consortium INDICIT et les protocoles de surveillance des interactions entre les déchets marins et les tortues marines (PNUE/PAM/CAR/ASP, sous presse) pour la nécropsie de tortues marines. L'harmonisation de ces protocoles est prévue pour 2019. Des vidéos didactiques sont également accessibles sur la page Web du consortium INDICIT

2.8. Utilisation de l'habitat : analyse des isotopes stables

122. L'analyse d'isotopes stables (carbone (^{13}C), azote (^{15}N) et soufre (^{34}S)) représente une méthode coûteuse de surveillance en masse. La mer Méditerranée est subdivisée en un certain nombre de sous-bassins isotopiquement distincts (Cardona et al., 2014), qui offrent l'occasion d'utiliser les isotopes stables comme marqueurs d'habitat à la fois pour les tortues caouannes et les tortues franches (Zbinden et al., 2011 ; Cardona et al., 2014). La collecte régulière d'échantillons tissulaires provenant de femelles pondeuses permettra d'identifier les aires d'alimentation utilisées par les femelles pendant à chaque site principal.

123. La première approche consiste à recueillir les échantillons tissulaires de tortues adultes portant un transpondeur, marquées à leur plage de ponte, et l'utilisation de la proportion en isotopes stables de ces échantillons pour caractériser les aires d'alimentation de ces tortues (Zbinden et al., 2011).

124. La seconde approche consiste en la récolte d'échantillons tissulaires chez des adultes et jeunes capturés sur leur aire d'alimentation et l'utilisation des proportions en isotopes stables pour les caractériser. Cette approche garantit une taille d'échantillons importante pour la plupart des zones, mais elle ne discrimine en aucune façon les individus résidents et temporaires, ce qui réduira l'exactitude spatiale des données. Les proportions en isotopes stables des tortues suivies par satellite sont elles aussi utiles à l'identification d'individus en transit.

125. La troisième approche consiste à utiliser les proportions en isotopes stables dans les proies potentielles au niveau de différentes aires d'alimentation afin de les caractériser. Ceci est nécessaire pour comprendre les sources de variabilité observée parmi les différentes aires d'alimentation et de veiller à ce que les différences entre proportions en isotopes stables des tortues résultent bien d'une différence entre les référentiels isotopiques et non d'une variation du régime alimentaire. Cependant, obtenir les proportions en isotopes stables dans les tissus de tortues à partir de leurs proies potentielles n'est pas si simple, même si les facteurs de discrimination proie-prédateur sont connus.

126. Le choix des tissus est crucial pour l'analyse des isotopes stables, puisque les facteurs de discrimination régime alimentaire-prédateur sont dépendants du tissu (Seminoff et al., 2006 ; Reich et al., 2008 ; Vander Zanden et al., 2012). La peau est probablement la meilleure option, puisqu'elle peut être prélevée facilement d'individus morts comme vivants, et intègre un régime alimentaire de plusieurs mois. Cependant, le prélèvement d'échantillons cutanés sur la plupart des femelles sur les plages de ponte est très improbable à cause des contraintes logistiques.

127. Le prélèvement sur des petits morts est plus aisé et moins intrusif, mais la probabilité de trouver des petits morts augmente avec la taille de la couvée ; ainsi cette approche peut biaiser l'échantillonnage en faveur des femelles utilisant les aires d'alimentation les plus productives puisqu'elles pondent plus (Cardona et al., 2014). Le prélèvement d'œufs offre donc une alternative pour éviter un tel biais, mais cela signifie que chaque nid doit être fouillé une fois découvert. En outre, les méthodes ont besoin d'être améliorées afin d'extrapoler les proportions en isotopes stables dans la peau d'une femelle à partir de ceux d'un œuf.

Prélèvement d'échantillons pour analyses d'isotopes stables

128. Les tissus les plus couramment prélevés pour l'analyse des isotopes stables sont le sang, la carapace et la peau de tortues vivantes. Les échantillons osseux provenant de tortues mortes contiennent également de précieuses informations. Chaque tissu peut contenir des informations différentes concernant leur cycle de vie.

129. Le volume d'échantillon nécessaire aux analyses d'isotopes stables est minime. Des échantillons de 0,5 g à 2,0 g sont suffisants.

130. Pour le prélèvement sanguin, suivre la procédure indiquée ci-avant. Si les échantillons sont prélevés dans d'autres tissus, garder à l'esprit que tous les échantillons doivent être prélevés sur la même partie de chaque animal. Les tissus prélevés sur différentes parties de l'animal (p. ex. un échantillon cutané de la zone proximale de la nageoire antérieure d'une tortue et un échantillon cutané de la nageoire postérieure d'une autre) peuvent fournir des informations différentes, et le résultat de l'étude des échantillons ne sera pas homogène.

131. Prélèvement cutané : Commencer par nettoyer la zone de prélèvement. Retirer doucement tout épibionte et algues, et rincer à l'eau. L'utilisation d'un poinçon à biopsie de 6 mm représente un bon moyen d'obtenir un échantillon de peau. En cas d'utilisation d'un scalpel, entraver et immobiliser la tortue, et utiliser une pince pour faciliter le prélèvement. Placer les échantillons dans des cryotubes ou des sachets ne Téflon et conservez-les congelés à une température maximale de -20°C jusqu'à ce qu'ils soient analysés.

132. Prélèvement sur la carapace : Il existe deux méthodes de prélèvement échantillons de scutelles : le découpage d'une petite section de kératine à l'aide d'un poinçon à biopsie ou un scalpel, et le rabotage. Si la tortue est grosse, utiliser un poinçon à biopsie ou un scalpel pour prélever un échantillon de scutelle. Ainsi, il est possible d'obtenir différentes couches de tissu kératinien. Attention en utilisant le scalpel, car la lame risque de se briser pendant le prélèvement.

133. Commencer par nettoyer la zone de prélèvement des algues, du sable et toute autre matière. Raboter doucement la couche supérieure, puis rincer à l'eau distillée, si possible. Un échantillon de scutelle d'1x1 cm suffit généralement pour les analyses. Essayer d'atteindre le tissu épidermique blanc situé sous la couche de kératine. Après le prélèvement, retirer le tissu épidermique blanc de la scutelle. Rincer l'échantillon à l'éthanol et laisser sécher à l'air afin de faciliter l'ablation du tissu. Placer les échantillons dans des cryotubes ou des sachets ne Téflon et conservez-les congelés à une température maximale de -20°C jusqu'à ce qu'ils soient analysés.

134. Si les échantillons proviennent d'une tortue juvénile, prélever les échantillons par la méthode du rabotage car la couche de kératine est très fine, en particulier chez les tortues franches. Après avoir nettoyé et rincé la zone de prélèvement, commencer à raboter la totalité de la scutelle à l'aide d'un couteau (la 5e scutelle ventrale est propice à cette procédure). Environ 2,00 mm de kératine peuvent être rabotés. Utiliser un paravent (p. ex. parapluie) pendant le rabotage. Placer les échantillons dans des cryotubes ou des sachets ne Téflon et conservez-les congelés à une température maximale de -20°C jusqu'à ce qu'ils soient analysés.

Matériel nécessaire

- Poinçon à biopsie
- Scalpel
- Lame (pour le rabotage)
- Flacons (pour le stockage d'échantillons)
- Sachets en Téflon (pour le stockage d'échantillons)
- Éthanol 70 %
- Aiguille 21 G et seringue/vacutainer (pour le prélèvement sanguin)
- Tubes héparinés
- Centrifugeuse (pour séparer les cellules sanguines du plasma)
- Flacons et cryotubes

2.9. Contributions de la pêche

135. Les activités de pêche sont l'une des principales menaces pour les tortues marines, car elles peuvent faire partie des captures accessoires de différents matériels de pêche. Mais là encore, collaborer avec les pêcheurs peut se révéler un outil de surveillance important. De tels partenariats permettent aux chercheurs de récolter des données concernant des zones inaccessibles, en particulier les zones pélagiques. Lorsque certaines contraintes, de temps, en ressources humaines ou budgétaires p. ex., se posent, la collecte de données concernant des zones océaniques est invariablement difficile, mais les informations suivantes peuvent être obtenues lors d'opérations de pêche :

- Amplitude de distribution dans les habitats marins
- Démographie
- ratio des sexes dans les habitats marins
- Renvoi des étiquettes
- Saisonnalité des habitats marins
- Prélèvement de tissus (p. ex. sang, peau, scutelle)
- Bilan de santé

136. Les chercheurs ont la possibilité de collecter des données à bord au cours d'opérations de pêche. En outre, les pêcheurs peuvent fournir de précieuses informations en réalisant eux-mêmes des prélèvements, sans l'aide d'un chercheur. Certaines technologies sont accessibles aux citoyens scientifiques, telles que des applications pour smartphone permettant de collecter des données sur des animaux empêtrés ou échoués. Les smartphones peuvent également être confiés aux pêcheurs afin d'encourager leur participation aux projets de surveillance. Néanmoins, avec ou sans ces technologies, les pêcheurs peuvent collecter les données suivantes :

- Espèces de tortues marines empêtrées
- Localisation GPS
- Mesure CCL
- Informations de renvoi d'étiquette
- Marquage
- Photographie des tortues empêtrées/échouées

137. En outre, une collaboration avec des chercheurs en matière de pêche et l'utilisation de leur base de données seraient utiles pour surveiller les tortues marines dans les habitats marins. Il convient de noter que des codes spécifiques (par exemple : TURAA00 pour les tortues) conçus par la FAO pour chaque espèce ou groupe sont utilisés dans ces bases de données (Sparre 2000).

3. RÉFÉRENCES

- Álvarez de Quevedo I, San Félix M, Cardona L (2013) Mortality rates in by-caught loggerhead turtle *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea and implications for the Atlantic populations. *Mar Ecol Prog Ser* 489: 225–234
- Bjorndal KA, Wetherall JA, Bolten AB, Mortimer JA (1999) Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: an encouraging trend. *Conserv Biol* 13: 126–134
- Bolten AB (1999) Techniques for measuring sea turtles. In: Eckert KL, Bjorndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (eds) *Research and management techniques for the conservation of sea turtles*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Washington, DC, p 110–114
- Bradshaw PJ, Broderick AC, Carreras C, Inger R and others (2017) Satellite tracking and stable isotope analysis highlight differential recruitment among foraging areas in green turtles. *Mar Ecol Prog Ser* 582: 201–214
- Broderick AC, Godley BJ, Reece S, Downie JR (2000) Incubation periods and sex ratios of green turtles: highly female biased hatchling production in the eastern Mediterranean. *Mar Ecol Prog Ser* 202: 273–281
- Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC (2002) Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean. *Oryx* 36: 227–235
- Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC (2003) Variation in reproductive output of marine turtles. *J Exp Mar Biol Ecol* 288: 95–109
- Broderick AC, Coyne MS, Fuller WJ, Glen F, Godley BJ (2007) Fidelity and over-wintering of sea turtles. *Proc R Soc B* 274: 1533–1538
- Calmanovici B, Waayers D, Reisser J, Clifton J, Proietti M (2018) I³S Pattern as a mark-recapture tool to identify captured and free-swimming sea turtles: an assessment. *Mar Ecol Prog Ser*. 589: 263–268. <https://doi.org/10.3354/meps12483>
- Candan O, Kolankaya D (2016) Sex ratio of green turtle (*Chalonia mydas*) hatchlings at Sugözü, Turkey: higher accuracy with pivotal incubation duration. *Chelonian Conserv Biol* 15: 102–108
- Cardona L, Clusa M, Eder E, Demetropoulos A and others (2014) Distribution patterns and foraging ground productivity determine clutch size in Mediterranean loggerhead turtles. *Mar Ecol Prog Ser* 497: 229–241
- Carpentier AS, Jean C, Barret M, Chassagneux A, Ciccione S (2016). Stability of facial scale patterns on green sea turtles *Chelonia mydas* overtime: A validation for the use of a photo-identification method. *J Exp Mar Bio Ecol*. 476: 15 – 21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2015.12.003>
- Carreras C, Cardona L, Aguilar A (2004) Incidental catch of the loggerhead turtle *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Biol Conserv* 117: 321–329
- Carreras C, Pont S, Maffucci F, Pascual M and others (2006) Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Mar Biol* 149: 1269–1279
- Carreras C, Pascual M, Cardona L, Marco A and others (2011) Living together but remaining apart: Atlantic and Mediterranean loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in shared feeding grounds. *J Hered* 102: 666–677
- Carreras C, Monzón-Argüello C, López-Jurado LF, Calabuig P and others (2014) Origin and dispersal routes of foreign green and Kemp's ridley turtles in Spanish Atlantic and Mediterranean waters. *Amphib-Reptil* 35: 73–86
- Casale P (2011) Sea turtle by-catch in the Mediterranean. *Fish Fish* 12: 299–316
- Casale P (2015) *Caretta caretta* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T83644804A83646294. www.iucnredlist.org (accessed 9 November 2018)
- Casale P, Gerosa G, Yerli SV (2000) Female-biased primary sex ratio of the green turtle, *Chalonia mydas*, estimated through sand temperatures at Akyatan, Turkey. *Zool Middle East* 20: 37–46
- Casale P, Laurent L, Gerosa G, Argano R (2002) Molecular evidence of male-biased dispersal in loggerhead turtle juveniles. *J Exp Mar Biol Ecol* 267: 139–145
- Casale P, Freggi D, Basso R, Argano R (2005) Size at male maturity, sexing methods and adult sex ratio in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Italian waters investigated through tail measurements. *Herpetol J* 15: 145–148

- Casale P, Lazar B, Pont S, Tomás J and others (2006) Sex ratios of juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 324: 281–285
- Casale P, Freggi D, Basso R, Vallini C, Argano R (2007a) A model of area fidelity, nomadism, and distribution patterns of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Mar Biol* 152: 1039–1049
- Casale P, Mazaris AD, Freggi D, Basso R, Argano R (2007b) Survival probabilities of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) estimated from capture-mark-recapture data in the Mediterranean Sea. *Sci Mar* 71: 365–372
- Casale P, Freggi D, Rocco M (2008) Mortality induced by drifting longline hooks and branchlines in loggerhead sea turtles, estimated through observation in captivity. *Aquat Conserv* 18: 945–954
- Casale P, d’Astore PP, Argano R (2009) Age at size and growth rates of early juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean based on length frequency analysis. *Herpetol J* 19: 29–33
- Casale P, Affronte M, Insacco G, Freggi D and others (2010) Sea turtle strandings reveal high anthropogenic mortality in Italian waters. *Aquat Conserv* 20: 611–620
- Casale P, Palilla G, Salemi A, Napoli A and others (2012a) Exceptional sea turtle nest records in 2011 suggest an underestimated nesting potential in Sicily (Italy). *Acta Herpetol* 7: 181–188
- Casale P, Simone G, Conoscitore C, Conoscitore M, Salvemini P (2012b) The Gulf of Manfredonia: a new neritic foraging area for loggerhead sea turtles in the Adriatic Sea. *Acta Herpetol* 7: 1–12
- Casale P, Freggi D, Cinà A, Rocco M (2013) Spatio-temporal distribution and migration of adult male loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea: further evidence of the importance of neritic habitats off North Africa. *Mar Biol* 160: 703–718
- Casale P, Freggi D, Maffucci F, Hochscheid S (2014) Adult sex ratios of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in two Mediterranean foraging grounds. *Sci Mar* 78: 303–309
- Casale P, Freggi D, Furi G, Vallini C and others (2015) Annual survival probabilities of juvenile loggerhead sea turtles indicate high anthropogenic impact on Mediterranean populations. *Aquat Conserv* 25: 690–700
- Casale P, Heppell SS (2016) How much sea turtle bycatch is too much? A stationary age distribution model for simulating population abundance and potential biological removal in the Mediterranean. *Endang Species Res* 29: 239–254
- Casale P, Broderick AC, Camiñas JA, Cardona L and others (2018) Mediterranean sea turtles: current knowledge and priorities for conservation and research. *Endang Species Res* 36:229-267. <https://doi.org/10.3354/esr00901>
- Casini S, Caliani I, Giannetti M, Marsili L, Maltese S, Coppola D, Bianchi N, Campani T, Ancora S, Caruso C, Furi G, Parga M, D’Agostino A, Fossi MC. (2018). First ecotoxicological assessment of *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) in the Mediterranean Sea using an integrated nondestructive protocol. *Sci Total Environ.* 631 – 632. 1221 – 1233. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.111>
- Clusa M, Carreras C, Pascual M, Gaughran SJ and others (2014) Fine-scale distribution of juvenile Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Mar Biol* 161: 509–519
- Coelho R, Fernandez-Carvalho J, Santos MN (2013) A review of fisheries within the ICCAT convention area that interact with sea turtles. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas. Collect Vol Sci Pap* 69: 1788–1827
- Cortés-Gómez AA, Romero D, Girondot M (2017) The current situation of inorganic elements in marine turtles: A general review and meta-analysis. *Environ Pollut* 229:567-585
- Echwikhi K, Jribi I, Bradai MN, Bouain A (2010) Gillnet fishery – loggerhead turtle interactions in the Gulf of Gabes, Tunisia. *Herpetol J* 20: 25–30
- Echwikhi K, Jribi I, Bradai MN, Bouain A (2012) Overview of loggerhead turtles coastal nets interactions in the Mediterranean Sea. *Aquat Conserv* 22: 827–835
- FAO (2009) Guidelines to reduce sea turtle mortality in fishing operations. FAO, Rome
- FAO (2016) The state of Mediterranean and Black Sea fisheries 2016. General Fisheries Commission for the Mediterranean FAO, Rome
- Franzellitti S, Locatelli C, Gerosa G, Vallini C, Fabbri E (2004) Heavy metals in tissues of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the northwestern Adriatic Sea. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol* 138: 187–194

- Fuller WJ, Godley BJ, Hodgson DJ, Reece SE, Witt MJ, Broderick AC (2013) Importance of spatio-temporal data for predicting the effects of climate change on marine turtle sex ratios. *Mar Ecol Prog Ser* 488: 267–274
- García-Párraga D, Crespo-Picazo JL, Bernaldo de Quirós Y, Cervera V and others (2014) Decompression sickness ('the bends') in sea turtles. *Dis Aquat Org* 111: 191–205
- Gerosa G, Aureggi M (2001) Sea turtle handling guidebook for fishermen. RAC/SPA, UNEP, Tunis
- Gilman E, Huang HW (2017) Review of effects of pelagic longline hook and bait type on sea turtle catch rate, anatomical hooking position and at-vessel mortality rate. *Rev Fish Biol Fish* 27: 43–52
- Gilman E, Chaloupka M, Dagorn L, Hall M, Hobday A, Musly M, Pitcher T, Poisson F, Restrepo V, Suurone P (2019). Robbing Peter to pay Paul: replacing unintended cross-taxaconflicts with intentional tradeoffs by moving from piecemeal to integrated fisheries bycatch management. *Rev Fish Biol Fisheries*. 29: 93. <https://doi.org/10.1007/s11160-019-09547-1>
- Girondot M, Kaska, Y (2015) Nest temperatures in a loggerhead nesting beach in Turkey is more determined by sea surface than air temperature. *J Therm Biol* 47:13-8
- Godley BJ, Broderick AC, Downie JR, Glen F and others (2001a) Thermal conditions in nests of loggerhead turtles: further evidence suggesting female skewed sex ratios of hatchling production in the Mediterranean. *J Exp Mar Biol Ecol* 263: 45–63
- Godley BJ, Broderick AC, Mrosovsky N (2001b) Estimating hatchling sex ratios of loggerhead turtles in Cyprus from incubation durations. *Mar Ecol Prog Ser* 210: 195–201
- Godley BJ, Broderick AC, Glen F, Hays GC (2003) Post-nesting movements and submergence patterns of loggerhead marine turtles in the Mediterranean assessed by satellite tracking. *J Exp Mar Biol Ecol* 287: 119–134
- Hays GC, Ashworth JS, Barnsley MJ, Broderick AC and others (2001) The importance of sand albedo for the thermal conditions on sea turtle nesting beaches. *Oikos* 93: 87–94
- Hays GC, Mazaris AD, Schofield G, Laloë JO (2017) Population viability at extreme sex-ratio skews produced by temperature-dependent sex determination. *Proc R Soc B* 284: 20162576
- Hepell SS, Crowder LB, Crouse DT, Epperly SP, Frazer NB (2003) Population models for Atlantic loggerheads: past, present, and future. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books, Washington, DC, p 255–273
- Herren R, Bagley DA, Bresette MJ, Holloway-Adkins KG, Clarck D, Witherington BE (2018). Sea turtle abundance and demographic measurements in a marine protected area in The Florida Keys, USA. *Herpetol Conserv Biol*. 13(1): 224 – 239.
- Jean C, Ciccione S, Ballorain K, Georges JY, Bourjea J (2010). Ultralight aircraft surveys reveal marine turtle population increases along the west coast of Reunion Island. *Oryx*. 44(2): 223 – 229. <http://dx.doi.org/10.1017/S003060530999072X>
- Jribi I, Bradai MN (2014) Sex ratio estimations of loggerhead sea turtle hatchlings at Kuriat Islands, Tunisia: Can minor nesting sites contribute to compensate globally female-biased sex ratio? *Sci World J* 2014: 419410
- Kamezaki N (2003) What is a loggerhead turtle? The morphological perspective. In: Bolten AB, Witherington B (eds) *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, p 28–43
- Kaska Y, Downie R, Tippett R, Furness RW (1998) Natural temperature regimes for loggerhead and green turtle nests in the eastern Mediterranean. *Can J Zool* 76: 723–729
- Kaska Y, Çelik A, Bağ H, Aureggi M and others (2004) Heavy metal monitoring in stranded sea turtles along the Mediterranean coast of Turkey. *Fresenius Environ Bull* 13: 769–776
- Kaska Y, Ilgaz Ç, Özdemir A, Başkale E, Türkozan O, Baran I, Stachowitsch M (2006) Sex ratio estimations of loggerhead sea turtle hatchlings by histological examination and nest temperatures at Fethiye beach, Turkey. *Naturwissenschaften* 93: 338–343
- Katselidis KA, Schofield G, Stamou G, Dimopoulos P, Pantis JD (2012) Females first? Past, present and future variability in offspring sex ratio at a temperate sea turtle breeding area. *Anim Conserv* 15: 508–518
- Laran S, Authier M, Blanck A, Dorémus G, Falchetto H, Monestiez P, Pettex E, Stephan E, Canneyt OV, Ridoux V (2017). Seasonal distribution and abundance of cetaceans within Frenchwaters-

- Part II: The Bay of Biscay and the English Channel. *Deep Sea Res Part 2 Top Stud Oceanogr.* 141: 31 – 40. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.12.012>
- Lazar B, Margaritoulis D, Tvrtkovic' N (2004) Tag recoveries of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the eastern Adriatic Sea: implications for conservation. *J Mar Biol Assoc UK* 84: 475–480
- Lucchetti A, Punzo E, Virgili M (2016) Flexible Turtle Excluder Device (TED): An effective tool for Mediterranean coastal multispecies bottom trawl fisheries. *Aquat Living Resour* 29: 201
- Maffucci F, D'Angelo I, Hochscheid S, Ciampa M and others (2013) Sex ratio of juvenile loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: Is it really 1: 1? *Mar Biol* 160: 1097–1107
- Margaritoulis D (1998) Interchange of nesting loggerheads among Greek beaches. In: Epperly S P, Braun J (eds) Proceedings of the 17th annual sea turtle symposium. NOAA Tech Memo. NMFS-SEFSC-415: 225-227
- Margaritoulis D (2005) Nesting activity and reproductive output of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, over 19 seasons (1984–2002) at Laganas Bay, Zakynthos, Greece: the largest rookery in the Mediterranean. *Chelonian Conserv Biol* 4: 916–929
- Margaritoulis D, Rees AF, Dean CJ, Riggall T (2011) Reproductive data of loggerhead turtles in Laganas Bay, Zakynthos Island, Greece, 2003–2009. *Mar Turtle Newsl* 131: 2–6
- Millot C (2005) Circulation in the Mediterranean Sea: evidences, debates and unanswered questions. *Sci Mar* 69: 5–21
- Mingozzi T, Masciari G, Paolillo G, Pisani B, Russo M, Massolo A (2007) Discovery of a regular nesting area of loggerhead turtle *Caretta caretta* in southern Italy: a new perspective for national conservation. *Biodivers Conserv* 16: 3519–3541
- Mrosovsky N, Kamel S, Rees AF, Margaritoulis D (2002) Pivotal temperature for loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Kyparissia Bay, Greece. *Can J Zool* 80: 2118–2124
- Ortiz N, Mangel JC, Wang J, Alfaro-Shigueto J and others (2016) Reducing green turtle bycatch in small-scale fisheries using illuminated gillnets: the cost of saving a sea turtle. *Mar Ecol Prog Ser* 545: 251–259
- Parga ML (2012) Hooks and sea turtles: a veterinarian's perspective. *Bull Mar Sci* 88: 731–741
- Pike DA (2014) Forecasting the viability of sea turtle eggs in a warming world. *Glob Chang Biol* 20: 7–15
- Piovano S, Basciano G, Swimmer Y, Giacomini C (2012) Evaluation of a bycatch reduction technology by fishermen: a case study from Sicily. *Mar Policy* 36: 272–277
- Rees AF, Avens L, Ballorain K, Bevan E and others (2018) The potential of unmanned aerial systems for sea turtle research and conservation: a review and future directions. *Endang Species Res* 35:81-100
- Reich KJ, Bjorndal KA, Martínez Del Rio C (2008) Effects of growth and tissue type on the kinetics of ^{13}C and ^{15}N incorporation in a rapidly growing ectotherm. *Oecologia* 155: 651–663
- Reisser, J., Proietti, M., Kinas, P., Sazima, I. (2008). Photographic identification of sea turtles: method description and validation, with an estimation of tag loss. *Endang Species Res.* 5: 73 – 82. doi: 10.3354/esr00113
- Revelles M, Isem-Fontanet J, Cardona L, Felix MS, Carreras C, Aguilar A (2007) Mesoscale eddies, surface circulation and the scale of habitat selection by immature loggerhead sea turtles. *J Exp Mar Biol Ecol* 347: 41–57
- Revelles M, Camiñas JA, Cardona L, Parga M and others (2008) Tagging reveals limited exchange of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) between regions in the western Mediterranean. *Sci Mar* 72: 511–518
- Ross DAN, Guzmán HM, Potvina C, van Hinsberg VJ (2017) A review of toxic metal contamination in marine turtle tissues and its implications for human health. *Reg Stud Mar Sci* 15: 1 – 9
- Schofield G, Hobson VJ, Fossette S, Lilley MKS, Katselidis KA, Hays GC (2010a) Fidelity to foraging sites, consistency of migration routes and habitat modulation of home range by sea turtles. *Divers Distrib* 16: 840–853
- Schofield G, Hobson VJ, Lilley MKS, Katselidis KA, Bishop CM, Brown P, Hays GC (2010b) Inter-annual variability in the home range of breeding turtles: implications for current and future conservation management. *Biol Conserv* 143: 722–730
- Schofield G, Dimadi A, Fossette S, Katselidis KA and others (2013) Satellite tracking large numbers of individuals to infer population level dispersal and core areas for the protection of an endangered species. *Divers Distrib* 19: 834–844

- Schofield G, Katselidis KA, Dimopoulos P, Pantis JD (2008). Investigating the viability of photo-identification as an objective tool to study endangered sea turtle populations. *J Exp Mar Bio Ecol.* 360(2): 103–108. doi:10.1016/j.jembe.2008.04.005
- Seminoff JA, Jones TT, Eguchi T, Jones DR, Dutton PH (2006) Stable isotope discrimination ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) between soft tissues of the green sea turtle *Chalonia mydas* and its diet. *Mar Ecol Prog Ser* 308: 271–278
- Sparre PJ. (2000). Manual on sample-based data collection for fisheries assessment. Examples from Viet Nam. FAO Fisheries Technical Paper. No. 398. Rome, FAO. 2000. 171p.
- Stokes KL, Fuller WJ, Glen F, Godley BJ and others (2014) Detecting green shoots of recovery: the importance of long-term individual-based monitoring of marine turtles. *Anim Conserv* 17: 593–602
- Tiwari M, Bjorndal KA (2000) Variation in morphology and reproduction in loggerheads, *Caretta caretta*, nesting in the United States, Brazil, and Greece. *Herpetologica* 56: 343–356
- Tomás J, Gozalbes P, Raga JA, Godley BJ (2008) Bycatch of loggerhead sea turtles: insights from 14 years of stranding data. *Endang Species Res* 5: 161–169
- Türkozan O, Yılmaz C (2008) Loggerhead turtles, *Caretta caretta*, at Dalyan Beach, Turkey: nesting activity (2004–2005) and 19-year abundance trend (1987–2005). *Chelonian Conserv Biol* 7: 178–187
- Vander Zanden, H. B., Bjorndal KA, Mustin W, Ponciano JM, Bolten AB (2012) Inherent variation in stable isotope values and discrimination factors in two life stages of green turtles. *Physiol Biochem Zool* 85:431–441
- Wallace BP, Di Matteo AD, Hurley BJ, Finkbeiner EM and others (2010) Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *PLOS ONE* 5: e15465
- Wright LI, Stokes KL, Fuller WJ Godley BJ and others (2012) Turtle mating patterns buffer against disruptive effects of climate change. *Proc R S B* 279: 2122–2127
- Zbinden JA, Davy C, Margaritoulis D, Arlettaz R (2007) Large spatial variation and female bias in the estimated sex ratio of loggerhead sea turtle hatchlings of a Mediterranean rookery. *Endang Species Res* 3: 305–312
- Zbinden JA, Aebischer A, Margaritoulis D, Arlettaz R (2008) Important areas at sea for adult loggerhead sea turtles in the Mediterranean Sea: satellite tracking corroborates findings from potentially biased sources. *Mar Biol* 153: 899–906
- Zbinden JA, Bearhop S, Bradshaw P, Gill B, Margaritoulis D, Newton J, Godley BJ (2011) Migratory dichotomy and associated phenotypic variation in marine turtles revealed by satellite tracking and stable isotope analysis. *Mar Ecol Prog Ser* 421: 291–302

**E. Lignes directrices pour la surveillance des espèces non indigènes
(ENI)**

Table des matières

1. Arrière-plan

1.1. Définitions

1.2. Cadre juridique externe au EcAp

1.3. Champs d'application et introduction de l'indicateur commun 6 de l'EcAp

1.4. Buts et objectifs

2. Protocole de surveillance

2.1. Justification et stratégie

2.2. Considérations spatiales et temporelles (le « Où » et le « Quand »)

2.3. Procédures (le « Lequel » et le « Comment »)

2.4. Analyse et interprétation des données

3. Politiques de gestion des données

4. Références

1. Arrière-plan

1. Le processus de l'approche écosystémique (EcAp processus) a été explicité en 2008 au cours de la 15^e Réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone, dans la décision IG. 17/6, avec la vision d'« Une Méditerranée saine, aux écosystèmes marins et côtiers biologiquement divers au profit des générations présentes et futures », accompagnée d'une feuille de route ayant pour but d'accomplir cette vision. Subséquemment, les parties se sont mis d'accord sur les buts stratégiques nécessaires pour accomplir la vision de l'approche écosystémique, sur 11 Objectifs Écologiques (EO), et sur les descriptions, cibles et indicateurs de Bon État Écologique (BEE), y compris l'OE 2 (espèces non indigènes).

2. Au cours de leur 19^e réunion ordinaire (CdP 19, Athènes, Grèce, 9-12 février 2016), les Parties contractantes à la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée (Convention de Barcelone) ont adopté le programme de surveillance et d'évaluation intégrées de la mer et des côtes méditerranéennes (IMAP) qui décrivent la stratégie, les thèmes et produits que les Parties contractantes cherchent à accomplir, par le biais d'efforts collaboratifs dans le cadre du plan d'action pour la Méditerranée (PAM), durant le second cycle de mise en œuvre du processus de l'approche écosystémique en 2016-2021.

3. Les principes fondamentaux guidant le développement de l'IMAP comprennent : (i) adéquation ; (ii) coordination et cohérence ; (iii) architecture des données et interopérabilité basées sur des paramètres communs ; (iv) concept de surveillance adaptative ; (v) approche de surveillance et d'évaluation fondée sur le risque, et (v) le principe de précaution, en plus de l'objectif général d'intégration.

4. Les données et informations sont rassemblées par le biais d'activités de surveillance intégrées au niveau national et partagées de manière à créer un ensemble régional de données partagées utilisable par toute Partie contractante. Le système d'information IMAP assurera la mise en place d'un ensemble régional de données et permettra la production de rapports d'évaluation d'indicateurs communs de manière intégrée, en suivant les spécificités de surveillance et les données fournies, ce qui garantit la comparabilité dans toute la région méditerranéenne. L'intégration est accomplie par le biais de l'IMAP, au niveau de la surveillance, grâce au système de surveillance intégré, en obéissant à des principes communs et mis en œuvre de manière coordonnée, et au niveau de l'évaluation avec l'objectif général d'évaluer l'état de l'environnement marin et littoral.

5. Les indicateurs communs forment la colonne vertébrale de l'IMAP qui couvre 11 objectifs écologiques, dont celui concernant les espèces non indigènes (OE2), citant le PNUE/PAM (2017) : « Dans le contexte de l'IMAP, un indicateur commun est un indicateur qui résume les données en un chiffre simple, standardisé et communicable, et est idéalement applicable dans tout le bassin méditerranéen, ou du moins au niveau des sous-régions et il est suivi par toutes les Parties contractantes. Un indicateur commun est en mesure de donner une indication du degré de menace ou de changement affectant l'écosystème marin et peut fournir des informations précieuses aux décideurs. »

1.1 Définitions

6. Les définitions suivantes ont été extraites de la décision IG.22/7 (Convention de Barcelone, COP19, 2016) intitulée « Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer Méditerranée et du littoral et critères d'évaluation connexes » et le document directeur du Centre commun de recherche (CCR) sur le descripteur MSFD 2 (espèces non indigènes), qui peut être cité comme Olenin et al., (2010).

7. Espèces non indigènes (ENI ; synonymes : introduites, exotiques, non natives, allochtones) sont des espèces, sous-espèces ou taxons inférieurs introduits hors de leur habitat naturel (passé ou présent) et hors de leur potentiel naturel de dispersion. Cela comprend toute partie, gamète ou propagule d'une telle espèce susceptible de survivre et ultérieurement de se reproduire. Leur présence dans les régions données résulte de l'introduction intentionnelle ou non découlant de l'activité humaine. Les changements naturels dans l'amplitude de la distribution (p. ex. à cause du changement climatique ou

la dispersion par les courants océaniques) ne font pas entrer les espèces dans la catégorie des ENI. Cependant, des introductions secondaires d'ENI en provenance de zone(s) de leur première apparition pourraient se produire sans intervention humaine, à cause de la dispersion par des moyens naturels.

8. Espèces exotiques envahissantes (EEE) sont un sous-ensemble d'ENI qui se sont propagé, se propagent ou ont montré leur potentiel à se propager ailleurs, et ont un effet indésirable sur la biodiversité, le fonctionnement de l'écosystème, sur les valeurs socio-économiques et/ou la santé humaine dans la région envahie. Des espèces d'origine inconnue qui ne peuvent être assignées comme étant indigènes ou exotiques sont appelées espèces cryptogéniques. Elles peuvent elles aussi montrer des caractéristiques envahissantes et devraient être incluses dans l'évaluation des EEE.

9. Le terme clé « ...niveaux qui n'altère pas l'écosystème de manière négative » est décrit comme l'absence ou le niveau minimum de « pollution biologique ». Cette dernière est définie comme l'impact des EEE à un niveau qui dérange la qualité de l'environnement à cause d'effets sur : un individu (pollution biologique interne par des parasites ou des pathogènes), une population (par modifications génétiques p. ex.), une communauté (par changement structural), un habitat (par modification des conditions physico-chimiques) ou un écosystème (par altération des flux d'énergie et des successions de cycles de matière organique). Les effets biologiques et écologiques de la bio-pollution peuvent aussi avoir des conséquences économiques néfastes.

1.2 Cadre juridique externe au EcAp

10. Le plan stratégique pour la biodiversité 2011-2020 de la CBD (Convention sur la Biodiversité) comprend vingt objectifs d'Aichi mesurables pour la biodiversité qui doivent être atteints d'ici à 2020, dont l'Objectif 9 qui concerne les EEE : « D'ici à 2020, les espèces exotiques envahissantes et les voies d'introduction sont identifiées et classées en ordre de priorité, les espèces prioritaires sont contrôlées ou éradiquées et des mesures sont en place pour gérer les voies de pénétration, afin d'empêcher l'introduction et l'établissement de ces espèces. »

11. La Décision VI/23 de la CdP comprends des principes directeurs pour la prévention, l'introduction et la réduction des impacts des espèces exotiques menaçant les écosystèmes les habitats ou les espèces⁹. Le principe directeur 5 sur la recherche et la surveillance reconnaît que ceux-ci sont nécessaires non seulement au développement d'une connaissance de base adéquate pour traiter le problème, mais ils sont également clés dans la détection précoce de nouvelles espèces exotiques envahissantes.

12. La surveillance devrait comprendre les enquêtes ciblées et générales, et profiter de la participation d'autres secteurs, y compris les communautés locales. La recherche sur les espèces exotiques envahissantes devrait comprendre une identification minutieuse des espèces invasives et devrait documenter : (a) l'histoire et l'écologie de l'invasion (origine, route et laps de temps) ; (b) les caractéristiques biologiques des espèces exotiques invasives ; et (c) les impacts au niveau de l'écosystème, des espèces et au niveau génétique qui y sont associés, ainsi que les impacts sociaux et économiques, et comment ils évoluent au cours du temps.

13. La Directive-Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) est une directive-cadre caste (2008/56/EC) dont l'objectif général est d'atteindre ou de maintenir le Bon État Écologique (BEE) dans les mers européennes d'ici à 2020 (DCSMM, 2008). Onze descripteurs qualitatifs de haut niveau de BEE ont été définis dans l'Annexe I de la DCSMM, y compris le descripteur 2, pour lequel le BEE a été défini comme « Les espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines sont à des niveaux qui ne perturbent pas les écosystèmes. » Actuellement, le premier cycle sexannuel arrive à son terme, les États membres de l'UE ayant soumis à la Commission européenne leur Programme de mesures (PoM) en amont de leurs mises en œuvre, suite à la collecte de données de surveillance pour les différents descripteurs.

14. Le règlement (UE) n°1143/2014 énumère les espèces exotiques envahissantes (EEE) préoccupantes pour l'Union qui devraient être la cible ou faire l'objet de mesure de gestion et pour

lesquelles aucune transaction commerciale n'est autorisée. À l'heure actuelle, seules les espèces terrestres et d'eau douce sont énumérées dans ce règlement, pas des espèces marines.

15. Les parties à la Convention de Berne sont tenues d'« exercer un contrôle strict sur l'introduction d'espèces non indigènes » (Article 11.2.b). La Stratégie européenne sur les espèces exotiques envahissantes, adoptée dans le cadre de cette convention, concerne la recherche et la surveillance¹⁰. La surveillance systématique aide à bâtir une compréhension de l'écologie, de la distribution, des schémas de propagation et des réponses des EEE à la gestion.

1.3. Champs d'application et introduction de l'indicateur commun 6 d'EcAp

16. Le champ d'application de ce document est d'élucider les directives de surveillance afin d'aborder l'indicateur commun 6 d'EcAp : « Tendances en matière d'abondance, d'occurrence temporelle et de distribution spatiale des espèces non indigènes, en particulier des espèces non indigènes envahissantes, notamment dans les zones à risque par rapport aux principaux vecteurs et voies de propagation de ces espèces ».

17. Cet indicateur commun a été choisi par le Groupe de correspondance intégrée de février 2014 sur le BEE et les Cibles du processus EcAp de la convention de Barcelone tiré de la liste intégrée d'indicateurs adoptés lors de la 18^e Conférence des Parties (COP18), sur la base d'un programme de surveillance commune pour la Méditerranée en lien avec les espèces non indigènes, qui a été préféré aux indicateurs communs de l'objectif écologique (OE) 2 (Espèces non indigènes), tels que la « proportion entre espèces non indigènes envahissantes et espèces indigènes dans certains groupes taxonomiques étudiés ».

18. L'indicateur commun 6 est un indicateur de tendance dont l'objectif principal est d'établir des jeux de données fiables, sur le long terme, comme première étape à la surveillance. Afin que cet indicateur de tendance devienne opérationnel, au moins deux ans de données pertinentes sont nécessaires pour permettre la comparaison minimum de deux jeux de données annuelles. En absence de données de pré-application (de l'indicateur de tendance), il est conseillé de déployer un jeu de données bisannuelles après optimisation de l'indicateur.

19. Bien que le BEE pour l'OE 2 n'a pas encore été complètement élucidé par les Parties contractantes, concernant les espèces non indigènes, le PNUE/PAM (2014) établit les aspirations suivantes :

- (i) qu'aucune nouvelle espèce non indigène ne soit introduite et
- (ii) que le nombre et la composition des espèces non indigènes aient diminué pour atteindre un niveau tel que seules les espèces non indigènes s'étant établie auparavant dans un lieu soient présentes, c.-à-d. un niveau de référence indiquant que le nombre d'espèces non indigènes est resté le même dans la période de trois années successives, en supposant que l'éradication des ENI marines établies est virtuellement impossible.

1.4. Buts et objectifs

20. L'objectif principal de ce document est de fournir des conseils aux personnes pratiquant la gestion environnementale (p. ex. représentants de l'autorité environnementale, chercheurs, étudiants, représentants des Aires marines protégées [AMP]) dans le domaine des méthodologies de surveillance des espèces non indigènes (ENI) dans les AMP et dans des sites sensibles identifiés. L'octroi de ces conseils repose sur le fait de donner les moyens à ces mêmes praticiens d'atteindre les objectifs de l'indicateur commun 6 de l'EcAp, en passant en revue les bonnes pratiques reconnues dans le domaine des protocoles de surveillance des ENI.

2. Protocole de surveillance

2.1 Justification et stratégie

21. Deux des attributs/performances potentiels de l'indicateur commun 6 identifiés dans le PNUE/PAM (2014) sont :

- (i) L'abondance d'espèces non indigènes
 - (ii) L'apparition temporelle et la distribution spatiale des espèces non indigènes
- (i) Il est largement reconnu que la collecte de données de surveillance de l'abondance est un processus coûteux. Il est donc recommandé de concentrer les efforts de surveillance sur l'enregistrement de toutes les ENI dans une zone spécifique (c.-à-d. sur la compilation d'inventaires spécifiques de site des ENI). La collecte des données de surveillance d'abondance peut se justifier seulement dans le cas où une espèce montre une propagation soudaine au-delà d'un seuil prédéfini. Étant donné la vaste amplitude géographique des zones surveillées au sein des différentes Parties contractantes, il est recommandé que les seuils soient calculés comme une fraction ou un pourcentage du littoral total sous surveillance, plutôt que comme une longueur absolue du littoral. Un exemple de seuil pertinent pourrait être la propagation d'une ENI sur une étendue littorale excédant 5 % de la totalité du littoral national, ou le doublement du nombre de stations côtières de surveillance pour lesquels des ENI ont été signalées.
- (ii) Pour suivre l'indicateur de tendance pour les espèces non indigènes, deux paramètres [A] et [B] devraient être calculés annuellement. Le paramètre [A] donne une indication sur l'introduction de nouvelles espèces (par rapport à l'année précédente), et le paramètre [B] donne une indication sur l'augmentation ou la diminution du nombre total d'espèces non indigènes calculé comme suit :

[A] : Nombre d'espèces non indigènes au temps T_n (année du rapport) qui n'était pas présente à T_{n-1} (année précédente). Pour calculer ce paramètre, les listes d'espèces non indigènes des deux années sont comparées pour vérifier qu'elles espèces ont été consignées à T_n mais pas à T_{n-1} , sans tenir compte du fait que ces espèces étaient présentes ou non au cours des années antérieures à T_{n-1} . Pour calculer ce paramètre, le nombre total d'espèces non indigènes est utilisé pour la comparaison (bien que tous les noms d'espèces devraient être listés).

[B] : Nombre d'espèces non indigènes à T_n moins nombre d'espèces non indigènes à T_{n-1} .

22. Les tendances de [A] comme de [B] devraient être suivies afin de développer le meilleur plan de gestion pour les espèces non indigènes dans la zone.

2.2 Considérations spatiales et temporelles (le « Où » et le « Quand »)

23. Il est recommandé que les études sur les ENI soient menées à la fois dans les sites « sensibles » (p. ex. ports et alentours, docks, marinas, installations aquacoles, sites d'effluents de centrale électrique chauffés, structures offshores) et dans les aires marines soumises à une forme de gestion environnementale, plus particulièrement les Aires marines protégées (AMP).

Les sites « sensibles » sont définis comme les points d'entrée/d'introduction les plus plausibles pour les ENI selon :

- (i) une étude documentaire préliminaire ayant identifié des caractéristiques particulières spécifiques au site (p. ex. un port fréquenté par un nombre considérable de vaisseaux) ou
- (ii) un nombre élevé d'ENI est déjà établi dans les limites du même site sensible.

24. Typiquement, les sites sensibles devraient comprendre des topologies de site telles que ports, ports de plaisance, cages de mariculture, structures offshores et lieux de déversement d'effluents thermiques. Des sites ne se trouvant pas nécessairement à proximité de ces sites sensibles « conventionnelles » pourraient également être pris en considération dans la même catégorie, y compris les emplacements soumis à d'intenses pressions d'ancrage au cours de la saison touristique.

25. En termes de sites « sensibles » aux ENI, le PNUE/PAM (2014) recommande que la surveillance des ENI soit menée pour au moins deux sites « sensibles » comme route potentielle d'introduction, en

particulier la navigation commerciale, la navigation de plaisance et l'aquaculture. Ce rapport fournit des recommandations sous la forme de critères qui devraient être appliqués lors de la sélection de l'emplacement des zones sensibles, comme indiqué ci-après :

- Une recherche préalable semble indiquer que ce sont des zones sensibles pour des espèces non-indigènes qui peuvent être transportées avec le vecteur de transport concerné.
- Les communautés des espèces dans les deux emplacements ne s'influencent pas directement.
- Les zones vulnérables avec des perspectives pour une « inoculation » ou une invasion par le biais d'espèces nouvellement introduites.

En ce qui concerne les Aires Marines Protégées (MPA), un minimum de deux stations d'échantillonnages est recommandé et les deux stations doivent être positionnées dans des zones de gestion différentes au sein de la même Aire Marine Protégée. En ce qui concerne l'emplacement exact des stations de contrôles des espèces non-indigènes au sein de chaque Aire Marine Protégée, il est conseillé de s'assurer du fort degré de représentativité géographique et écologique. Cela peut être effectué de diverses manières, y compris :

- (a) en choisissant une limite minimum de distance physique entre les deux stations d'échantillonnage, exprimé en pourcentage de l'étendue latérale totale de l'Aire Marine Protégée concernée (p. ex. la distance entre les deux stations d'échantillonnage ne doit pas être inférieure à 25% de l'étendue latérale totale de l'Aire Marine Protégée) ;
- (b) en choisissant des stations d'échantillonnage avec diverses biocénoses marines prédominantes (p. ex. un récif rocheux où les algues prolifèrent et une prairie sous-marine) ;
- (c) en choisissant des stations d'échantillonnage incorporées dans des éléments d'intérêt anthropogénique et écologique pour les candidats potentiels, y compris des épaves (qui sont considérées comme facilitant le développement des espèces non-indigènes – p. ex. Bariche [2012]), une zone benthique fortement impactée par l'ancrage ou sans oursins de mer.

26. L'emplacement géographique exact de chaque station d'échantillonnage sélectionnée à la fois dans les zones sensibles et les Zones Marines Protégées devra être enregistré à l'aide des coordonnées GPS afin d'adopter une méthode d'échantillonnage uniforme lors des prélèvements successifs.

27. En termes de fréquence d'échantillonnage, il est conseillé de contrôler les zones sensibles deux fois par an / semestriellement, afin de couvrir le printemps et l'automne et la même enquête de contrôle devra être effectuée au bout de trois ans.

28. Les Zones Marines Protégées devraient être contrôlées sur une base annuelle (de préférence au printemps), compte tenu du fait que le taux d'introduction de nouvelles espèces non-indigènes dans les Zones Marines Protégées devrait être inférieur que celui observé dans les zones sensibles, de sorte que les Zones Marines Protégées devraient être échantillonnées avec une intensité accrue. La raison pour laquelle il est préférable d'effectuer le contrôle au printemps est que le recrutement chez la plupart des espèces marines a lieu pendant cette saison et que, par conséquent, les enquêtes de contrôle effectuées au printemps permettent la collecte d'espèces non-indigènes à divers stades de la vie une situation qui survient uniquement à cette période de l'année.

29. Le tableau suivant résume les dimensions spatiales et temporelles recommandées pour le suivi des espèces non-indigènes

Typologie de l'emplacement de l'échantillonnage	Nombre recommandé de stations d'échantillonnage	Fréquence d'échantillonnage recommandée
Zones sensibles	Deux par voie d'introduction d'espèces non-indigènes	Bi-annuel / semestriellement
Aires marines protégées	Au moins deux par Aire marine protégée	Annuelle

2.3 Procédures (« Lequel » et « Comment »)

30. L'espèce non-indigène sur laquelle on devrait se concentrer dans le cadre de l'analyse tendancielle est l'un des éléments les plus importants à déterminer. L'indicateur de tendance (2.1ii) repose, en fait, sur la compilation d'un inventaire préalable des espèces non-indigènes présentes dans l'aire marine contrôlée, et il sera ensuite également inclus dans les attributs / métriques 2,1i. L'élaboration d'une liste de base d'espèces non-indigènes permettra également par la suite d'identifier les conditions de référence et ainsi facilitera une meilleure définition du bon état écologique pour EO2. Ce premier inventaire d'espèces non-indigènes peut être établi à l'aide du déploiement de l'un ou de plusieurs des outils indiqués ci-après :

- (a) **Étude d'évaluation rapide** Selon Lehtiniemi et al. (2015), une évaluation rapide est une évaluation synoptique, qui est souvent entreprise en urgence, au cours de la durée la plus courte possible afin d'obtenir des résultats applicables pour l'objectif défini. Les protocoles pour l'évaluation rapide de la biodiversité marine et côtière sont disponibles (p. ex. UNEP/CBD/SBSTTA/8/INF/13 – Pedersen et al., 2005) Le suivi de l'évaluation rapide pour les espèces ciblées permet de notifier directement la direction lorsqu'une espèce notable est aperçue et le travail de terrain peut alors être entrepris par un petit groupe d'experts. Cette méthode est économique et adaptée lorsque l'on souhaite obtenir une réponse rapide de la direction mais inappropriée pour la détection d'espèces récemment introduites ;
- (b) **L'examen de la littérature**, plus particulièrement celle publiée récemment (de préférence après 2010), les recensements et inventaires nationaux des espèces non-indigènes enregistrées. Pour les États membres de l'Union européenne, les rapports MSFD IA (l'évaluation initiale) pour le Descripteur 2 pourraient contenir des informations utiles et pertinentes ainsi qu'un certain nombre de bases de données et de listes internationales et régionales (à l'échelle européenne ou du bassin méditerranéen). Cela comprend notamment le Réseau européen d'informations sur les espèces exotiques (EASIN) qui a été développé par le Centre Commun de Recherche de la Commission européenne et permet d'accéder à des informations sur les espèces non indigènes en Europe (et dans toute la Méditerranée), à partir de ressources distribuées via un réseau de services web interopérables, conformément aux normes et protocoles internationalement reconnus. Parmi les autres bases de données pertinentes disponibles dans le monde figurent le Répertoire des espèces envahissantes de CABI, le GISD (le groupe de spécialistes des espèces envahissantes de l'UICN et la base de données mondiale des espèces envahissantes de l'UICN) et FISHBASE. On trouve également des bases de données d'intérêt régional comme notamment DAISIE (une base de données européenne sur les invasions biologiques), l'Atlas des espèces exotiques de la CIESM lié à la base des Espèces non-indigènes, la base de données MAMIAS du Centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées (CAR / ASP) de la Convention de Barcelone du PNUE / PAM et l'ESENIAS, c'est-à-dire le réseau de l'Europe de l'est et du sud pour les espèces exotiques envahissantes. Le portail des données régionales pour les espèces exotiques envahissantes en Europe de l'est et du sud.
- (c) **Sciences citoyennes**. Avec la mise en œuvre de contrôles qualité rigoureux, les campagnes de sciences citoyennes au niveau national et régional sont idéales pour effectuer un suivi des espèces non-indigènes. Les membres des communautés locales, en raison de leur importante répartition géographique et de leur connaissance de leur environnement naturel, peuvent en fait apporter une aide précieuse pour repérer les espèces envahissantes à la fois dans le milieu terrestre et le milieu aquatique (Delaney et al., 2008). Une énergie renouvelée pour identifier les éléments du milieu naturel par le biais d'études « BioBlitz » organisées à travers le monde renforce l'interaction entre la communauté scientifique et les bénévoles / citoyens, également grâce à la disponibilité sur le marché de matériel de photographie et de vidéo sous-marine à des prix abordables. « Spot the Alien Fish » est un exemple de campagne scientifique citoyenne nationale (www.aliensmalta.eu), elle cible les espèces de poissons non-indigènes dans les îles maltaises, alors que d'autres campagnes scientifiques citoyennes sont en cours.

Dans les zones sensibles, une double approche est recommandée pour le suivi, telle que :

- (i) Une Enquête d'évaluation rapide, telle qu'optimisée pour le suivi des espèces non-indigènes dans les zones sensibles dans Minchin (2007) et dans le PNUE / PAM (2014). Ces enquêtes sont menées par une équipe d'experts des espèces marines qui passent une période

déterminée (idéalement, cette procédure est normalisée pour en garantir l'uniformité, et 30 minutes étant une durée considérée comme réalisable pour chaque enquête) sur le site de l'enquête (de préférence en effectuant de la plongée sous-marine, mais peut-être également du snorkeling dans des zones très peu profondes) et en identifiant les espèces en observant des supports artificiels tels que des jetées et des quais, des pontons, des bouées et d'autres structures artificielles telles que des cages d'aquaculture. Un responsable du site enregistre les scientifiques, les conclusions ainsi que l'abondance des espèces sur chaque site. Des échantillons de spécimens peuvent également être transportés au laboratoire, où l'identification de l'espèce est confirmée, à l'aide d'analyses ex situ comprenant une dissection, un examen microscopique et des concertations avec des taxonomistes réputés ayant un profil pan-méditerranéen. Ceci est particulièrement applicable à des groupes dont la classification peut s'avérer difficile comme notamment les éponges, les hydroïdes, les serpulidés, les bryozoaires et les ascidies. Afin de contribuer davantage aux efforts d'identification taxonomique parmi les taxons ciblés, des échantillons d'espèces enregistrées devraient être conservés dans de l'éthanol absolu et non dénaturé en vue d'analyses moléculaires ultérieures. L'équipement de base nécessaire pour effectuer cette enquête de suivi comprend du matériel de photographie et de vidéo sous-marine, accompagné de préférence par des dispositifs d'éclairage artificiel puissant (p. ex. à l'aide de stroboscopes ou de flashes de base) ainsi que du matériel d'enregistrement de données sous-marines, pouvant inclure une ardoise et un crayon sous-marins, ou un cahier laminé, pour chaque plongeur.

- (ii) Technique de raclage Cette technique doit être déployée le long des transects verticaux allant de la surface de la structure artificielle contrôlée où se trouve l'assemblage pollué jusqu'au pied de cette même structure, les stations d'échantillonnage étant placées à au moins trois profondeurs différentes le long du même transect. Le protocole de raclage a été mis au point dans le cadre du programme PORTAL de la CIESM (Galil, 2008), qui s'appuyait sur les méthodes CRIMP décrites pour la première fois par Hewitt & Martin (1996), puis par Hewitt & Martin (2001). Il consiste à rassembler la communauté polluante contenue dans un quadrat de dimensions standard (généralement 50 cm x 50 cm) en raclant à l'aide d'ustensiles appropriés (p. ex. un marteau et un burin), dans un sac à mailles fines, l'échantillonnage est alors soumis à des analyses ex situ en laboratoire et les espèces sont identifiées. Une fois remontés en surface, les échantillons recueillis doivent être conservés en plaçant le sac à mailles fines directement dans un seau de cinq litres, où son contenu devra être conservé dans de l'éthanol non dénaturé (à au moins 70%) avant l'examen en laboratoire. Des agents de conservation autres que l'éthanol doivent dans certains cas être utilisés pour certains taxons tels que les ascidies, pour lesquels un mélange de formaldéhyde et d'eau de mer est préférable. La prudence est nécessaire lors de la manipulation du formaldéhyde en raison de son caractère hautement corrosif et cancérigène.

La figure 1 illustre le quadrat standard de 50 cm x 50 cm normalement utilisé lors des exercices de raclage au sein d'espèces polluantes.

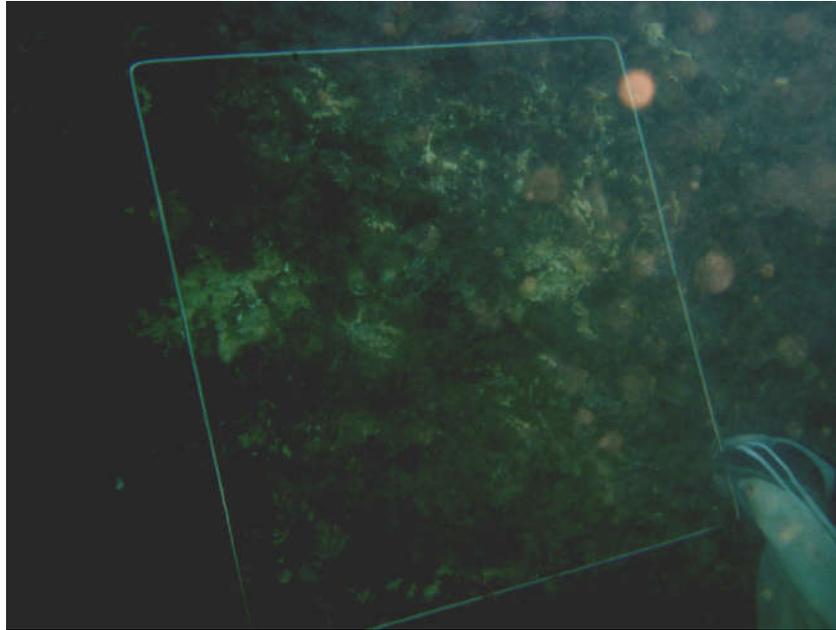


Figure 1 - Un quadrat de 50 cm x 50 cm déployé au cours d'une procédure de raclage au sein d'espèces polluantes (Références photographiques : A. Deidun).

Dans les AMP, le protocole de suivi des espèces non-indigènes a été développé par l'UICN et est expliqué dans Otero (2013). Les transects linéaires ayant une longueur individuelle de 100 m, perpendiculaires au rivage et représentatifs des habitats, des gammes de profondeurs et des substrats au sein des AMP sont identifiés. Trois transects reproduits et comparables sont déployés dans chaque station d'échantillonnage des AMOP, et une distance minimale de 10 m est observée entre chaque transect. Dans l'idéal, le transect linéaire est marqué sur le terrain à l'aide d'un mètre ruban d'une longueur adéquate et celui-ci est fixé aux fonds marins aux deux extrémités à l'aide de poids.

31. La position de chaque transect est identifiée par les coordonnées GPS pour la latitude et la longitude afin d'assurer une reproductibilité exacte lors des futures opérations de suivi. Les espèces non-indigènes aperçues à une distance de jusqu'à cinq mètres de chaque côté du transect sont enregistrées, comptées et géo-référencées. La figure 2 illustre la conduction sur le terrain du protocole de suivi prescrit dans les AMP.



Figure 2 - Conduction sur le terrain du protocole de suivi proposé dans les AMP (Références photographiques : <http://blog.owusolarship.org/>).

32. La profondeur de l'eau à laquelle les différentes espèces de non-indigènes sont enregistrées au cours de l'Étude d'évaluation rapide ou la profondeur à laquelle les échantillons prélevés doivent être enregistrés. Les plongeurs doivent donc être équipés de jauges de profondeur pour pouvoir répondre à ces exigences. Les spécimens de référence des premiers enregistrements doivent être conservés dans les collections cataloguées à des fins de référence.

33. Les données complémentaires et supplémentaires qui devraient être collectées pour à la fois les zones sensibles et les AMP sur une base non obligatoire comprennent :

(a) Les estimations semi-quantitatives de l'abondance des deux composantes de la communauté (c.-à-d. Autochtones et non autochtones), par le déploiement de diverses techniques pour les différents groupes taxonomiques. Par exemple,

(i) pour les poissons, le comptage direct pendant une période déterminée (p. ex. 10-15 minutes sur chaque site) au cours d'un recensement visuel pourrait être déployé ;

(ii) pour les macroalgues benthiques, le comptage direct des grappes de la même espèce, suivi d'une estimation de l'indice de couverture de Braun-Blanquet pour un nombre standard de grappes (p. ex. 3) de la même espèce de macroalgues pourraient être effectués. Une approche similaire serait utile pour quantifier les invertébrés incrustants et de forme sessiles présents dans la zone. Autrement, l'indice CARLIT, adopté dans la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) et la MSFD, pourrait être quantifié ;

(iii) les corps sessiles et les invertébrés non-incrustés qui se déplacent lentement (p. ex. les gastéropodes) peuvent être comptés directement sur une période de temps prédéterminée (p. ex. 10-15 minutes) ou dans une zone spatiale prédéterminée (p. ex. une zone benthique de 5 m x 5 m).

(b) Les valeurs pour les paramètres biogéochimiques importants de l'eau, y compris la température de la colonne d'eau, la salinité et la teneur en oxygène dissout, doivent être enregistrées, dans la mesure du possible.

La collecte de métriques socio-économiques auxiliaires, à travers :

c) Des observations préliminaires sur les impacts tangibles des espèces non-indigènes recensées sur les espèces indigènes, également au moyen d'indices semi-quantitatifs (et probablement arbitraires) d'intensité de l'impact sur les espèces indigènes, pouvant potentiellement inclure des catégories de fort impact allant de « Élevé » à « Faible »;

(d) Une évaluation et une identification des voies d'introduction potentielles pour chaque espèce non-indigène enregistrée.

L'évaluation des voies d'introduction potentielles devrait prendre en compte les développements en cours de l'exercice d'évaluation des voies par la Commission de la survie des espèces (UICN) et le Groupe de spécialistes des espèces envahissantes sur la terminologie des voies, la classification et l'analyse des données sur les voies (<http://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-12/information/cop-12-inf-10-en.pdf>).

34. Le tableau 1 résume les principales caractéristiques de chaque protocole de suivi proposé des espèces non-indigènes utilisé à la fois dans les zones sensibles et les AMP.

Tableau 1 - Tableau récapitulatif des principales caractéristiques des protocoles de suivi des espèces non-indigènes proposés pour les zones sensibles confrontées à une invasion et les AMP.

Typologie des aires marines contrôlées	Paramètre de suivi	Méthodologie du suivi recommandée	Équipement recommandé à utiliser lors du suivi	Avantages du protocole de suivi	Limites du protocole de suivi
Zones sensibles abritant des espèces non-indigènes	Nombre/diversité de la communauté des espèces non-indigènes plus large	Étude d'évaluation rapide	<ul style="list-style-type: none"> • Matériel de photographie et de vidéo sous-marines • Ardoises et crayons sous-marins 	Rapide et simple à appliquer	Nécessite des experts en taxonomie sur le terrain ; cela pourrait négliger certaines espèces non-

					indigènes cryptiques si aucune observation n'est mise en place ; fournit uniquement des mesures semi-quantitatives de l'abondance
	Nombre, abondance et densité des communautés polluantes indigènes et non-indigènes	Technique de raclage	<ul style="list-style-type: none"> • Quadrat (p. ex. 50 cm x 50 cm) • Burin et marteau • Sac de mailles fines • Seaux de cinq litres • Agent conservateur (p. ex. de l'éthanol non dénaturé) 	Enregistre de manière exhaustive toutes les espèces (indigènes et non-indigènes) présentes dans une zone ; fournit l'abondance et la densité (données quantitatives)	Technique destructive
AMP	Nombre et abondance des espèces non-indigènes	Transect linéaire et technique de recensement visuel	<ul style="list-style-type: none"> • Matériel de photographie et de vidéo sous-marines • Mètre ruban • Poids supplémentaires pour maintenir les deux extrémités du mètre ruban <p>Ardoises et crayons sous-marins</p>	Rapide et facile à appliquer ; permet d'analyser les tendances de l'abondance des espèces non-indigènes si elles sont effectuées régulièrement dans la même zone	Nécessite des experts en taxonomie sur le terrain ; cela pourrait négliger certaines espèces non-indigènes cryptiques si aucune observation n'est mise en place ; fournit uniquement des mesures semi-quantitatives de l'abondance

2.4 Analyse et interprétation des données

35. Une tendance positive ou négative dans [B] illustre respectivement une augmentation et une diminution du nombre total d'espèces non-indigènes dans une zone, ce qui est un bon indicateur de tendance pour les espèces non-indigènes. Il faut également calculer [A], toutefois, comme il est possible d'avoir à la fois une tendance négative dans [B], indiquant une diminution du nombre total d'espèces non indigènes et une tendance positive [A] simultanément, indiquant que la gestion dans la zone n'est pas encore suffisante. Une tendance positive dans [A] ($[A] > 0$) indique que de nouvelles espèces sont introduites dans la zone. Il convient donc d'étudier de quelle manière et par quelle voie elles sont introduites. Si cela concerne une voie introduite par des activités anthropiques, on peut concentrer la gestion sur cette voie. Si les nouvelles espèces non-indigènes s'implantent grâce à leurs capacités

naturelles de distribution, on peut se concentrer sur le suivi de l'emplacement d'origine et sur la gestion ciblée à cet emplacement.

36. Par conséquent, pour toutes les stations contrôlées, $[A] \text{ à } T_n = [A] \text{ à } T_{n-1} = [A] \text{ à } T_{n-2} = 0$ et $[B] \text{ à } T_n = [B] \text{ à } T_{n-1} = [B] \text{ à } T_{n-2}$, doit indiquer qu'aucune nouvelle espèce non-indigène n'a été introduite au cours des trois dernières années et que le nombre d'espèces non-indigènes diminue à un niveau où seules les espèces non indigènes sédentarisées sont présentes (pendant au moins trois ans) .

3. Politiques de gestion des données

37. Les données sur les espèces non-indigènes et les données auxiliaires collectées au niveau national devraient être validées par un groupe d'experts avant d'être soumises à un référentiel pan-méditerranéen, géoréférencé qui peut être référencé selon différentes typologies d'utilisateurs (p. ex. des gestionnaires d'AMP, des agences environnementales publiques, des ONG, des instituts de recherche, etc.). La base de données MAMIAS est un bon élément pour un tel référentiel, compte tenu de sa nature pan-méditerranéenne, mais à moins que cette base de données ne soit réactivée et que son accès public ne soit rétabli, d'autres référentiels pertinents devraient être utilisés, notamment ceux de EASIN, CIESM et GBIF. Les protocoles détaillant la manière dont les bases de données des espèces non-indigènes conservées dans le référentiel final sélectionné peuvent être complétées par des rapports de sciences citoyennes soumis par le public doivent être expliqués à un stade ultérieur.

38. Les agents de terrain impliqués dans le déploiement des protocoles de suivi doivent être sûrs qu'ils enregistrent la plupart des espèces de SNI présentes dans une zone donnée, afin de garantir une bonne qualité des données enregistrées. Le PNUE / PAM (2014) indique que le seuil minimal d'espèces non-indigènes totales dans une zone doit être enregistré est de 90% et qu'il existe différentes techniques statistiques pour évaluer les progrès accomplis dans la réalisation de cet objectif. À l'avenir, il conviendrait de fournir aux praticiens qui effectuent le suivi des espèces non-indigènes des instructions supplémentaires sur la manière de quantifier statistiquement la fraction des espèces non-indigènes totales survenant dans une zone échantillonnée.

4. Références

Bariche, M., 2012. Recent evidence on the presence of *Heniochus intermedius* (Teleostei: Chaetodontidae) and *Platycephalus indicus* (Teleostei: Platycephalidae) in the Mediterranean Sea. *BioInvasions Records*, 1(1), pp.53-57.

Delaney, D., Sperling, C.D, Adams, C.S, Leung, B., 2008. Marine invasive species: Validation of citizen science and implications for national monitoring networks. *Biological Invasions* 10: 117–128.

Galil, B., 2008. PORTAL Baseline Survey. PORT surveys of ALien organisms introduced by ships. WWW page <http://www.ciesm.org/marine/programs/portal.htm>, last accessed on, 6(06), p.2014.

Hewitt Ch.L. and R.B. Martin, 1996. Port surveys for introduced marine species – background considerations and sampling protocols. CRIMP Technical Report No 4. CSIRO Division of Fisheries, Hobart. 40 pp.

Hewitt Ch.L. and R.B. Martin, 2001. Revised protocols for baseline port surveys for introduced marine species: survey design, sampling protocols and specimen handling. CRIMP Technical Report No 22. CSIRO Division of Fisheries, Hobart. 46 pp.

Lehtiniemi, M., Ojaveer, H., David, M., Galil, B., Gollasch, S., McKenzie, C., Minchin, D., Occhipinti-Ambrogi, A., Olenin, S. and Pederson, J., 2015. Dose of truth—monitoring marine non-indigenous species to serve legislative requirements. *Marine Policy*, 54, pp.26-35.

Minchin, D., 2007. Rapid coastal survey for targeted alien species associated with floating pontoons in Ireland. *Aquatic Invasions* 2(1): 63-70.

Olenin, S., Alemany, F., Cardoso, A.C., Gollasch, S., Gouletquer, P., Lehtiniemi, M., McCollin, T., Minchin, D., Miossec, L., Ambrogi, A.O. and Ojaveer, H., 2010. Marine Strategy Framework Directive–Task Group 2 Report–Non-indigenous Species, vol. 10.

Otero M., Cebrian E., Francour P., Galil B., Savini D. (2013). *Monitoring Marine Invasive Species in Mediterranean Marine Protected Areas (MPAs): A strategy and practical guide for managers*. Malaga, Spain: IUCN. 136 pp

Pedersen, J, Bullock, R, Carlton, JT, Dijkstra, J, Dobroski, N, Dyrinda, P, Fisher, R, Harris, L, Hobbs, N, Lambert, G, Lazo-Wasem, E, Mathieson, A, Miglietta, M-P, Smith, J, Smith III, J, Tyrrell, M. *Marine Invaders in the Northeast: Rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities*, August 2003. MIT Sea Grant College Program No. 05-3; 2005. 46 pp.).

UNEP/MAP 2014. Draft Monitoring and Assessment Methodological Guidance, 4th meeting of the EcAp Coordination Group UNEP(DEPI)/MED WG.401/3UNEP/MAP (2017). *Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria*. Athens: 52pp.

**F. Lignes directrices pour la surveillance des habitats benthiques marins
dans la Méditerranée**

Table de matière

Prémisse générale

Visée et 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 obscurs

Prémisse générale

1. Les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont adopté l'Approche Écosystémique (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 surveillance et une évaluation quantitative intégrées du milieu marin et côtier de la méditerranée, afin de gérer les activités humaines de manière durable.

2. En 2016, lors de la 19e 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 ».

3. 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 développer ou mettre à jour leurs programmes nationaux de surveillance 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.

4. 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.

5. 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

6. 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, et les habitats obscurs.

7. 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).

8. 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.

9. 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 au moins deux zones de surveillance, une dans une zone de basse pression (par exemple, Aire marine protégée (AMP) /une Aire spécialement protégée d'importance méditerranéenne (ASPIM) ou les sites de grande importance pour la conservation (par exemple, les sites Natura 2000), et une dans une zone à haute pression liée à l'activité humaine. 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.

10. 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.

11. 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.

12. 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)³
- 2) Méthodes d'inventaire et de surveillance des assemblages de coralligènes et de rhodolithes (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2015b)⁴.
- 3) Projet de directives pour l'inventaire et la surveillance des habitats obscurs (UNEP/MAP-CAR/ASP, 2017)⁵.

13. 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.

14. 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.

15. 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.

³ 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.

⁴ UNEP/MAP-RAC/SPA. 2015b. 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.

⁵ 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

Introduction

1. 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).

2. 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).

3. 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).

4. Les préoccupations concernant ces déclins 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.

5. 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.

6. 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.

7. 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.

8. 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.

9. Sur la base des recommandations 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

10. 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.

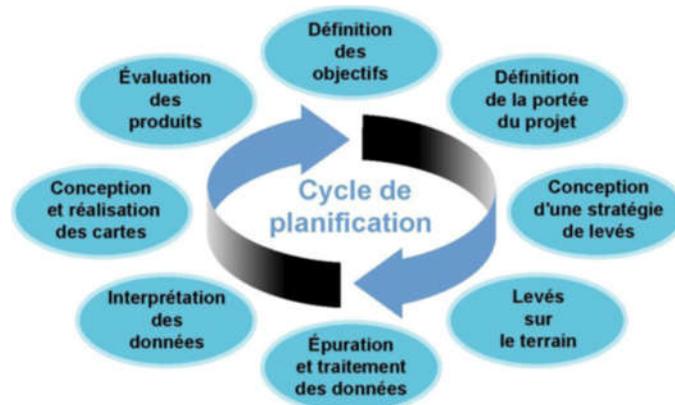


Figure 1 : Cycle de planification d'un programme de cartographie des habitats (d'après Projet MESH, 2008)

11. 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.

12. 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.

13. 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

14. 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).

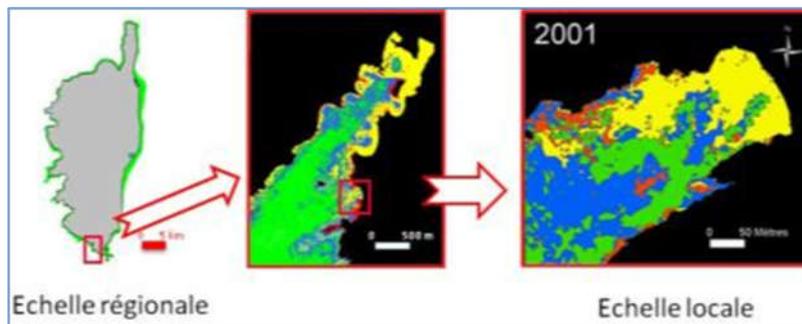


Figure 2 : Résolution d'une carte d'une étude régionale au local (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

15. 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 m² (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 effectués 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.

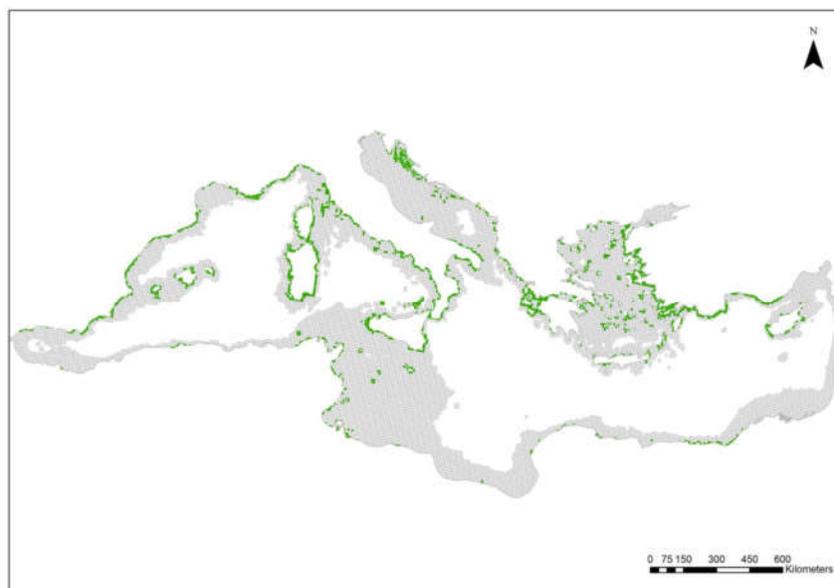


Figure 3 : Répartition des herbiers de *Posidonia oceanica* en mer méditerranée (zones vertes) (d'après Giakoumi et al., 2013).

16. 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 1m² 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

17. 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.

18. 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 qui prend du temps, 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.

19. 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 images satellitaires des habitats des herbiers marins (Pergent et al., 2017).

20. 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 de *Posidonia oceanica* 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 ² aux grandes surfaces (supérieures à 100 km ²)	A partir de 0.5 m	Plus de 100 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Une couverture mondiale et à grande échelle de pratiquement toutes les zones côtières • Disponibilité d'images numériques gratuites, utilisables sans autorisation, à partir le web (ex Google Earth) • Précision géométrique élevée. 	<ul style="list-style-type: none"> • Caractérisation limitée aux eaux peu profondes • Nécessite des bonnes conditions météorologiques (absence de nuages, et de vent) • Erreurs possibles d'interprétation d'images entre habitats distincts • Erreurs possibles d'interprétation de l'image liée aux variations bathymétriques 	Kenny et al. (2003)
Images multispectrales et/ou hyperspectrales	De 0 à -25 m avec un optimum jusqu'au 15 m	De 50 km ² jusqu'à à 5000 km ²	A partir de 1 m		<ul style="list-style-type: none"> • Très haute résolution spectrale qui offre la possibilité de discriminer des espèces de l'herbier • Possibilité d'acquérir des données par mauvais temps. 	<ul style="list-style-type: none"> • Procédures d'acquisition et de traitement complexes qui requièrent la présence de spécialistes. • Nécessité de valiser les observations avec des données de terrain • Difficulté d'identification en cas de peuplements très fragmentés 	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 ²), mais peut être utilisée pour des surfaces supérieures à 100 km ²	A partir de 0.3 m	Plus de 10 km ² /heure	Possibilité d'adapter la précision de l'image à l'objectif recherché Interprétation manuelle possible, directe et aisée. Importante bibliothèque d'images qui permet l'accès à des séries chronologiques. Bonne identification des limites entre peuplements	<ul style="list-style-type: none"> • Même limite que l'imagerie satellitaire. • 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). • Autorisations pour les prises de vues difficiles à obtenir dans certains pays 	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 ²)	A partir de 0.1 m	0.8 à 3.5 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Représentation réaliste des fonds marins • Bonne identification des limites entre les populations • Bonne identification entre les herbiers de différentes densités • Rapidité d'exécution. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les petites parcelles (inférieures à 1 m²) ou les prés de faible densité ne peuvent pas être distingués • Perte de définition en bordure d'image, qui conduit à prévoir un léger recouvrement entre profils • Erreurs possibles dans l'interprétation de l'image en raison de fortes variations d'amplitude du signal (niveaux de gris) 	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 ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Bon géo-référencement • Rapidité d'exécution. 	<ul style="list-style-type: none"> • Faible discrimination entre habitats • Fiabilité plus réduite que les techniques satellitaires 	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 (50-100 km ²) au petite surface (quelques centaines de mètres carrés)	A partir de 50 cm	0.2 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité d'obtenir une image en 3 dimensions des herbiers • Appréhender des informations de biomasse par unité de surface • Masse très importante de données 	<ul style="list-style-type: none"> • Des systèmes informatiques pour le traitement et l'archivage très performants sont nécessaires • Erreurs possibles en interprétation d'image 	Kenny et al. (2003) ; Komatsu et al. (2003)
Transect ou carré permanent (quadrats)	Tranche bathymétrique facilement accessible en plongée en scaphandre (0-40 m, selon les règles locales en matière plongée scientifique)	Des surfaces petites, d'habitude entre 25 m ² / to 100 m ² pour carré permanent	A partir de 0.1 m	0.01 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Très grande précision quant à l'identification des petites structures (touffes d'herbier) et la localisation des limites des peuplements • Possibilité d'identifier des petites structures (patches) et la localisation les limites des populations • Vérification au sol des données de télédétection • Possibilité de faire une surveillance simultanée 	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de travail très élevé • Des petites surfaces cartographiées • Nécessité de nombreux observateurs pour couvrir de plus grandes surfaces 	Pergent et al. (1995a) ; Montefalcone et al. (2006)
Caméra vidéo	Toute la tranche bathymétrique de distribution des herbiers	Petites surfaces inférieures au 1 km ²	A partir de 0.1 m	0.2 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Très haute résolution • Facilité d'utilisation • Possibilité d'enregistrer les images du fond et de les interpréter à postériori. 	<ul style="list-style-type: none"> • Temps d'acquisition des données et de dépouillement très long • Erreur de positionnement lié à l'écart entre la position du bateau et la caméra lorsqu'elle est tractée. 	Kenny et al. (2003) ; Diaz et al. (2004)

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

21. 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

22. 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.

23. 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. L'utilisation d'images satellitaires pour cartographier les herbiers marins nécessite une connaissance des logiciels d'analyse d'images satellitaires (par exemple, ENVI, ErdasGeomatica), une maîtrise de l'utilisation de l'algorithme de correction de la colonne d'eau (Lyzenga, 1978) et une maîtrise des classificateurs d'images, par exemple les systèmes OBIA. (analyse d'image par objet).

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

Satellite	Précision	Référence
LandSat 8	30 m	Dattola et al. (2018)
Sentinel 2A - 2B	10 m	Traganos and Reinartz (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)

24. 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.

25. Bien que la résolution spatiale de l'imagerie satellitaire se soit considérablement améliorée au cours de la dernière décennie, les données collectées ne sont toujours pas suffisantes pour les dynamiques côtières moyennes à petites. En particulier, la résolution du satellite LandSat 8 ne permet pas de cartographier à haute résolution les herbiers. Cependant, l'image LandSat 8 OLI représente un outil valable pour estimer la présence/l'absence de larges herbiers ; de plus, LandSat propose une série d'images historiques utiles pour réaliser une étude multitemporelle. Pour ces raisons, il a été suggéré d'envisager les satellites Sentinel 2A et 2B du programme Copernicus. Les satellites Sentinel 2A et 2B possèdent un capteur multispectral à 13 bandes (entre visible et proche infrarouge), la résolution spatiale varie entre 10, 20 et 60 m et la durée de visite du satellite dans la même zone est de 5 jours. En particulier, pour la cartographie des herbiers de *Posidonia oceanica*, divers tests d'application ont démontré la bonne applicabilité de l'image Sentinel 2, à

une résolution de 10 m, pour une évaluation efficace de l'étendue des herbiers (Dattola et al., 2018; Traganos et Reinartz, 2018). L'utilisation d'images Sentinel 2A et 2B, à l'échelle méditerranéenne, peut permettre de mesurer l'étendue de l'habitat des herbiers de *P. oceanica* et de vérifier les éventuelles variations dans le temps. Les images Sentinel 2A et 2B sont également utiles pour l'analyse des facteurs de pression et d'impact.

26. 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, CASI¹ (Imageur Spectrographique Aéroporté Compacte), Cartographe Thématique Aéroporté Deaedalus ; 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).

27. 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 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). Les images acquises par les véhicules aériens sans pilote (UAV), généralement appelées « drones », associées à la photogrammétrie par structure, ont récemment été testées et validées pour la cartographie des limites supérieures des herbiers marins, car elles offrent un outil rentable pour produire des orthomosaïques et des cartes des habitats du manteau à très haute résolution (Ventura et al., 2018).

2) *Données acoustiques*

28. 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.

29. 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).

30. 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.

31. 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

¹ CASI: Compact Airborne Spectrographic Imager

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*

32. 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.

33. 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.

34. 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).

35. 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 (transects) 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).

36. 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).

37. 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 perpendiculaire au littoral.

L'interprétation des données

38. 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.

39. 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 méditerranéenne¹ (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 Lagon et estuaires

¹ La liste mise à jour des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne est en cours de préparation. Il a été approuvé par la réunion d'experts chargée pour la finalisation de la classification des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne et la liste de référence des types d'habitats marins et côtiers en Méditerranée (Rome, Italie, 22-23 janvier 2019). Le projet de liste mise à jour sera examiné par la 14^e réunion des points focaux du ASP/DB (Portoroz, Slovénie, 18-21 juin 2019) et soumis à la réunion des points focaux du PAM et à la 21^e réunion ordinaire des Parties contractantes, pour adoption.

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 matre de *Posidonia oceanica*

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

MB2.544 Matre 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 matre morte à *Cymodocea nodosa* ou *Caulerpa* spp. avec Matre 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

40. 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).

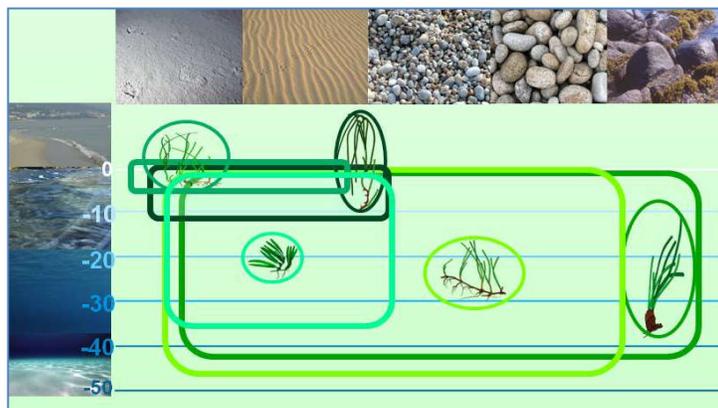


Figure 5 : Distribution des espèces des herbiers marins en fonction de la nature du substrat et de la profondeur en Méditerranée (à partir de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

41. 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 plate-forme 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.

42. 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).

43. 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).

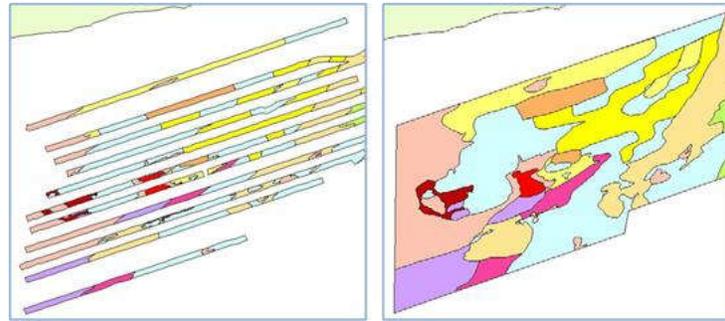


Figure 6 : Exemple de levé à couverture partielle (à gauche) et de carte produite par interpolation (à droite). Le territoire faisant l'objet du levé a une largeur d'environ 20 km (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

44. 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.

45. 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 mesurés 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).

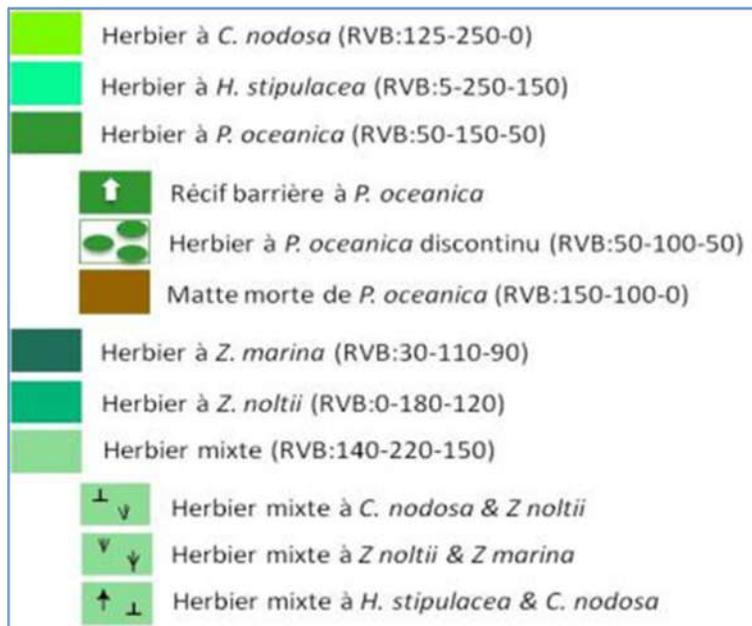


Figure 7 : Symboles et couleurs utilisés pour la représentation graphique des principales formations à herbiers marins. RVB : valeurs en rouge, vert et bleu pour chaque type d'herbier (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

46. 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.

47. 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.

48. 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

49. Les herbiers marins sont 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.

50. 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).

51. 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 Écosystémique (EcAp) et de la Directive-Cadre sur la stratégie pour le milieu marin (MSFD).

52. 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.

53. 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.

54. 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.

55. 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.

56. 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.

57. 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.

58. 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).

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

Objectif de la surveillance	Sites à surveiller	Paramètres	Durée de la surveillance et intervalle
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"> • Limites d'extension et profondeurs de l'herbier. • Paramètres de l'état de santé de l'herbier (e.g. recouvrement, densité, morcellement) 	<ul style="list-style-type: none"> • Moyen à long terme (minimum 10 ans). • Acquisition des données au moins annuellement pour les espèces non persistantes voire tous les 2 à 3 ans pour les espèces pérennes
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 sites, un site de référence et un site soumis aux pressions anthropiques les plus représentatives du littoral étudié	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètres de l'herbier à même de renseigner sur la qualité du milieu (e.g : turbidité : profondeur de la limite inférieure ; enrichissement en nutriments : teneur en Azote des feuilles ; contamination chimique : teneur en métaux-traces de la plante) 	<ul style="list-style-type: none"> • Moyen-terme (5 à 8 ans) • L'acquisition des données est variable en fonction de l'espèce considérée (de 1 à 3 ans)
L'évaluation de l'impact environnemental	Suivi à faire au moins au niveau du site soumis à aménagement	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètres spécifiques à définir en fonction des conséquences probables de l'aménagement. 	<ul style="list-style-type: none"> • Court terme (généralement 1 à 2 ans). • 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.

Les méthodes

59. 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.

60. 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 sur les plus hauts niveaux écologiques à savoir au niveau 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).

61. Les descripteurs listés dans le Tableau 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.

62. L'observation in situ et les échantillons doivent être réalisés sur des surfaces 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 leurs développement (Buia et al., 2004) et à la fin du printemps ou au début de la saison estivale (Gobert et al., 2009).

63. Parmi tous les descripteurs énumérés dans le tableau 4, la densité des pousses peut être considérée comme le descripteur non destructif et 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, en utilisant la profondeur limite inférieure, même sans ou avec très peu de pressions humaines.

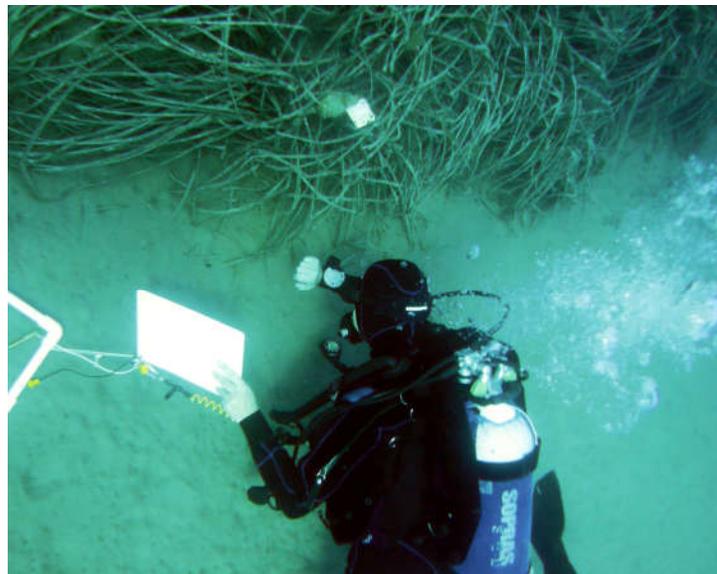


Figure 8 : Mesure in situ de la densité des pousses de *Posidonia oceanica* en utilisant le cadre carré standard de 40 cm × 40 cm (image supérieure) et la surveillance dans le temps de la position de la limite inférieure de l'herbier avec repères permanents (image inférieure).

Tableau 4 : Synthèse des principaux descripteurs utilisés pour la surveillance des herbiers marins 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*. Le niveau de complexité écologique auquel chaque descripteur fonctionne est également indiqué (à savoir la population, l'individu végétal, physiologique ou cellulaire, la communauté).

Descripteur	Méthode	Réponse attendue / facteurs	Caract. destructif	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références
<i>La population (herbier)</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"> Réduction de l'étendue totale de l'herbier Aménagements littoraux, turbidité, atteintes mécaniques 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> Informatif sur plusieurs aspects de l'herbier Utilisable partout au regard de la multiplicité des techniques disponibles Couverture de l'ensemble de la tranche bathymétrique de la répartition des herbiers 	<ul style="list-style-type: none"> 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). Obligation de travailler toujours à la saison où la distribution est maximale pour les espèces à croissance saisonnière marquée (généralement en été) 	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	Caract.	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références
Position bathymétrique de la limite	Cartographie très précise de la limite d'extension de l'herbier en profondeur (Cf. Partie 'a' du présent	<ul style="list-style-type: none"> Déplacement de la limite inférieure vers la terre à des 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> Paramètre facile à mesurer (aussi par la plongée en scaphandre autonome) 	<ul style="list-style-type: none"> Pour Cn, Hs et Zn, forte variabilité saisonnière qui implique une surveillance trimestrielle ou des 	Pergent et al. (2008); Annex 1

inférieure de l'herbier (en m)	document) ou enregistrement de la mise en place de repères fixes (e.g. transects permanents, balisages, système acoustique)	profondeurs moindres • Turbidité			• Echelle d'interprétation disponible pour Po	observations pratiquées à la même saison pour tous les sites • 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) • Risque de disparition des repères fixes (e.g. arts trainants). • Pour les espèces à croissance lente (Po) temps nécessaire pour visualiser une progression de la limite long (plusieurs années)	
Type de la limite inférieure de l'herbier	Observations in situ	• Changement / • Turbidité • Atteintes mécaniques (e.g. arts trainants)	Non	Po	• Paramètre bien étudié • Plusieurs types décrits • Echelles d'interprétation pour Po	• Bonne connaissance des herbiers à Po nécessaire pour l'identification de certains types de limites. • Acquisition difficile et onéreuse lorsque la profondeur est élevée (> 30 m)	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	• Augmentation de l'étendue • Impacts mécaniques (par exemple, ancrage, engins de pêche)	No	Po	• Facile à mesurer • Les surfaces peuvent être mesurées sur des cartes	• Les zones de matte morte sont des composants naturels intrinsèques à certains types d'herbiers (par exemple, les herbiers rayées) et ne reflètent pas systématiquement l'influence humaine.	Boudouresque et al. (2006)
Descripteur	Méthode	Réponse attendue / facteurs	Caract.	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références

Densité (nombre de faisceaux. m ⁻²)	Dénombrement des faisceaux à l'intérieur d'un quadrat (dimension et profondeur fixées) par plongeurs. La taille du quadrat dépend de la densité de l'espèce de l'herbier pour <i>P.oceanica</i> est 40 cm *40 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution • Turbidité • Atteintes mécaniques (e.g. ancrage) 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre facile à mesurer et peu coûteux • Peut s'appliquer sur l'ensemble de la tranche bathymétrique de répartition des herbiers. • Echelle d'interprétation disponible pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Forte variabilité en fonction de la profondeur • Temps d'acquisition important pour des densités supérieures à 800 faisceaux /m² • Nécessité de répliques ou d'échantillonner une surface minimale pour appréhender l'hétérogénéité de l'herbier. • 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). 	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 ²), matérialisée par un quadrat ou une plaque translucide.	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution • Turbidité 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Rapidité d'acquisition. • 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 • Applicable à l'ensemble de la tranche bathymétrique de répartition des herbiers. • Peut être estimé sur de vastes surfaces à partir de photographies aériennes 	<ul style="list-style-type: none"> • Forte variabilité saisonnière et forte variabilité bathymétrique • 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 • La stratégie et le plan d'échantillonnage doivent inclure la variabilité spatiale appropriée • Grande subjectivité des estimations in situ 	Buia et al. (2004); Pergent-Martini et al. (2005); Boudouresque et al. (2006); Romero et al. (2007); Montefalcone (2009)

					ou de sonogrammes (sonar à balayage latéral).		
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"> • Augmentation • Atteintes mécaniques (ancrage, engins de pêche) 	Non	Cn, Po	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre facile à observer, rapide et peu couteux • Echelle d'interprétation disponible pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Principalement utilisé à faible profondeur (0-20 m) 	Boudouresque et al. (2006); Annex 1
<i>Individual (La plante)</i>							
Surface foliaire (cm ² .faiscea), et autres caractères phénologiques	Dénombrement et mesure de la longueur et de la largeur des feuilles des faisceaux (10 to 20 faisceaux)	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de Surface foliaire (Po) pour surpâturage et Impacts anthropiques • Augmentation de Longueur des feuilles (Po & Cn) pour enrichissement en nutriments 	Oui	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très facile à mesurer et peu couteux • 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 • Echelle d'interprétation disponible pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Forte variabilité saisonnière. • Forte variabilité individuelle qui nécessite de réaliser les mesures sur un nombre suffisant de faisceaux. • Echantillonnage destructif 	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"> • Augmentation • Enrichissement en contaminants 	Oui	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très facile à mesurer et peu couteux 	<ul style="list-style-type: none"> • Les nécroses sont très rares dans certains secteurs de Méditerranée (e.g. Littoral de la Corse) • Echantillonnage destructif 	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"> • Augmentation • Surpâturage, impacte mécanique (E.g. ancrage) 	Non	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très facile à mesurer et peu couteux • Les marques spécifiques du brin de certains animaux 	<ul style="list-style-type: none"> • Peu utilisable en cas de fort hydrodynamisme et sur les feuilles âgées 	Boudouresque and Meinesz (1982)

					sont facilement reconnaissables		
Production foliaire (en mg poids sec. fais.-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). 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"> • Diminution • Déficit en nutriments, augmentation de la compétition interspécifique 	Oui & Non (Zm)	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Pour Po la lépidochronologie permet de travailler sur l'ensemble de la tranche bathymétrique • Echelle d'interprétation est disponible • Pour Zm la relation longueur des bases et croissance foliaire permet d'envisager une mesure in situ non destructive 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre long à acquérir • Un suivi mensuel ou au moins aux quatre saisons est nécessaire • Echantillonnage destructif • 	Pergent (1990); Gaeckle et al. (2006); Pergent et al. (2008)
Production de rhizomes (en mg poids sec. fais.-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"> • Augmentation • Accumulation sédimentaire suite à des aménagements littoraux 	Oui	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre indépendant de la saison • Echelle d'interprétation disponible pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • 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 • Echantillonnage destructif • 	Pergent et al. (2008); Annex 1
Déchaussement ou enfouissement des rhizomes	Mesure du niveau de déchaussement (ou d'enfouissement) des rhizomes mesurés in situ (valeur en mm) ou pourcentage de faisceaux	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de l'enfouissement • Accumulation sédimentaire suite à des aménagements littoraux, le rejet d'effluents urbains ou 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Faciles à mesurer in situ • Non destructif et peu coûteux. • Paramètre indépendant de la saison 		Boudoresque et al. (2006)

	enfouis ou déchaussés sur une surface donnée	la présence de fermes marines, les rejets de dragage <ul style="list-style-type: none"> • Augmentation du déchaussement / • Déficit sédimentaire suite à des aménagements littoraux 					
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)	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation • Enrichissement en nutriments 	Oui	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de réponse aux modifications environnementales court 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très couteux • Nécessité d'un appareillage analytique et des compétences spécifiques • Echantillonnage destructif • 	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)	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution • Impact anthropique 	Oui	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de réponse aux modifications environnementales court 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre couteux, • Nécessité d'un appareillage analytique et des compétences spécifiques • Echantillonnage destructif 	Alcoverro et al. (1999, 2001); Romero et al. (2007); Annex 1
Descripteur	Méthode de mesure	Réponse attendue / facteurs	Caract. destruc	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références
Teneur en métaux-traces (en µg.g-1)	Dosage par spectrométrie dans différents tissus de la plante après minéralisation acide	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation • Enrichissement en contaminants métalliques 	Oui	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de réponse aux modifications environnementales court • Echelle de classification du Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre couteux, nécessitant un appareillage analytique et des compétences spécifiques • Echantillonnage destructif • 	Salivas-Decaux (2009); Annex 1

Rapport isotopique en Azote ($d^{15}N$ 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"> • Augmentation pour Enrichissement en nutriments issus des fermes marines et effluents urbains • Diminution pour Enrichissement en nutriments issus des fertilisants 	Oui	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de réponse aux modifications environnementales court 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très couteux, nécessitant un appareillage analytique et des compétences spécifiques • Echantillonnage destructif • 	Romero et al. (2007)
Rapport isotopique en Soufre ($\square^{34}S$ 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"> • Diminution • Impact anthropique 	Oui	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de réponse aux modifications environnementales court 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très couteux, nécessitant un appareillage analytique et des compétences spécifiques 	Romero et al. (2007)
<i>Communauté</i>							
Epiphytes des feuilles (en mg poids sec. fais. -1 ou % poids sec. fais. -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"> • Augmentation • Enrichissement en nutriments, apports fluviaux (Fernandez-Torquemada et al., 2008) 	Oui	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très facile à mesurer • Peu couteux (biomasse et recouvrement). • Echelle d'interprétation disponible 	<ul style="list-style-type: none"> • Prends du temps • Paramètre présentant de fortes variations saisonnières et spatiales. • Paramètre nécessitant un équipement analytique spécifique (teneur en azote) • Echantillonnage destructif 	Morri (1991); Pergent-Martini et al. (2005); Romero et al. (2007); Fernandez-Torquemada et al. (2008); Giovannetti et al. (2008, 2015)

64. 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).

65. 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.

66. *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). 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).

67. 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.

68. Enfin, l'IMAP devrait également prendre en compte le carbone organique à long terme stocké dans les sédiments des herbiers marins provenant à la fois de la production in situ et de la sédimentation de carbone en particules provenant de la colonne d'eau, appelé « carbone bleu » (Nellemann et al., 2009). L'estimation de la production de carbone obtenue par activité photosynthétique à partir de l'herbier de *P. oceanica* (production en surface et souterraine) à l'échelle du bassin méditerranéen nécessite les paramètres suivants (essentiels pour le calcul du carbone bleu) issus des analyses lépidochronologiques :

- Indice de biomasse foliaire (la biomasse sur pied des feuilles) (poids sec · m⁻²) : il est calculé en multipliant la biomasse foliaire moyenne par pousse par la densité de l'herbier signalée par mètre carré.
- Indice de surface foliaire (m² · m⁻²) : il est calculé en multipliant la surface foliaire moyenne par pousse par la densité de l'herbier signalée par mètre carré.
- La hauteur du couvert végétal à estimer à l'aide de mesures acoustiques, optiques et in situ.

69. Les approches méthodologiques pour l'estimation de « Carbone bleu » considère à la fois l'utilisation d'images satellitaires, de sondages acoustiques (profilleur multifaisceau, à faisceau unique et inférieur), d'acquisitions optiques et de mesures in situ et en laboratoire.

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

70. 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.

71. 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 ; Montefalcone, 2009, Salivas-Decaux et al., 2010 ; tableau 4).

72. 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

73. 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 auparavant 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)

74. La plupart des indices écologiques intègrent différents niveaux écologiques (tableau 6). L'indice POSWARE est basé sur 6 descripteurs travaillant aux niveaux 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 aux niveaux 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 aux niveaux

de la population, de l'individu et de la communauté. L'indice BiPo est basé uniquement sur 4 descripteurs non destructifs aux niveaux de la population et des individus et convient particulièrement bien pour la surveillance des espèces protégées ou dans les AMP.

75. 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., 2010). L'IC mesure l'abondance proportionnelle de la matre morte par rapport à *P. oceanica* vivant et peut être utilisé comme indice de perturbation (Boudouresque et al., 2006), bien que les zones de matre 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 matre, 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 matre morte (Meinesz et al., 1991). Si un potentiel de récupération existe toujours dans un herbier présentant peu de petites matts 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. L'IP a été mis au point pour évaluer le niveau de fragmentation de l'habitat et utilise le nombre de parcelles pour mesurer la fragmentation des herbiers. Tous ces indices de paysage marin 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.

76. 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.

77. Des essais d'étalonnage entre les indices POMI et POSID ont montré qu'il y avait une cohérence dans la classification des sites étudiés (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.

78. 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». Le niveau de complexité écologique auquel chaque descripteur fonctionne est également indiqué (à savoir physiologique, individuel, population, communauté, écosystème, paysage marin).

Indice	physiologique	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 ; Surface des Feuilles	Densité des pousses ; profondeur et type limite inférieure	Biomasse des épiphytes foliaire		

BiPo		Surface des feuilles	Densité des pousses ; profondeur et type limite inférieure			
CI			Couvert d'herbier et matte			Proportion relative entre <i>Posidonia oceanica</i> et matte morte
SI			Couvert d'herbier	Couvert de remplacement		Proportion relative entre <i>P. oceanica</i> et ses substituts
PSI			Couvert d'herbier et de matte	Couvert de remplacement		Proportion relative entre <i>Posidonia oceanica</i> et matte morte et substituts
PI						Nombre de parcelles d'herbiers
EBQI		Taux de croissance des rhizomes verticaux	Densité des pousses ; couvert d'herbier		Biomasse, densité et diversité des espèces dans tous les compartiments ; indice de 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 preggio 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.
- Lyzenga D.R. 1978. Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. *Applied Optics* 17 (3), 379-383.
- 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 perspective*, McRoy P.C., Helffferich 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 Poséïdon 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.
- Nellemann C., Corcoran E., Duarte C.M., Valdés L., De Young C., Fonseca L., Grimsditch G. 2009. Blue carbon - The role of healthy oceans in binding carbon. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, Birkeland Trykkeri AS, Norway, 80 p.
- Orfanidis S., Papanthasiou 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., Tzirika 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. Résilience 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., Piazzoli 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.
- Traganos D., Reinartz P. 2018. Mapping Mediterranean seagrasses with Sentinel-2 imagery. *Marine Pollution Bulletin* 134, 197-209.
- 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.
- Ventura D., Bonifazi A., Gravina M., Belluscio A., Ardizzone G. 2018. Mapping and classification of ecologically sensitive marine habitats using unmanned aerial vehicle (UAV) imagery and Object-Based Image Analysis (OBIA). *Remote Sensing* 10 (9), 1331.
- 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.
- Zucchetto 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.

Annexe – 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
L. inf.	Progressive	Franche R+	Franche R-	Clairsemée	Régressive

Type de limite	Caractéristiques principales
Progressive	Présence de rhizomes plagiotropes en avant de la limite
Franche – Fort recouvrement (R+)	Limite nette présentant un recouvrement supérieur à 25%
Franche – Faible recouvrement (R-)	Limite nette présentant un recouvrement inférieur à 25%
Clairsemée	Densité inf. à 100 faiscs./m ² , recouvrement inf. à 15%
Régressive	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
L. inf.	> 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
L. inf.	> 35%	35% à 25%	25% à 15%	15% à 5%8	< 5%

Densité de l'herbier (nombre de faisceaux par m²) (Pergent-Martini et al., 2005)

Profondeur (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 cm² 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

Cellule (Niveau physiologique): eutrophisation

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

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	< 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)

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

Cellule (Niveau physiologique) : contamination du milieu

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

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	< 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)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	< 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)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	< 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)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	< 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

Références

Annexe

Introduction

1. Les formations calcaires d'origine biogénique de la mer Méditerranée sont représentées par les récifs coralligènes, les récifs vermétides, les récifs de coraux d'eau froide, les concrétions/trottoirs *Lithophyllum byssoides*, les bancs formés par les coraux *Cladocora caespitose*, *Astroides calycularis*, *Phyllangia americana mouchezii*, *Polycyathus muelleriae*, reefs formed by the stylasteridae *Errina aspera*, *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 abondants 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).

2. 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.
3. 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 environ 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.
4. 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.

5. 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, la pêche artisanale et récréative, aquaculture, 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.

6. 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 relatifs aux Aires spécialement protégées et à la biodiversité biologique en Méditerranée (SPA/BD) de la Convention de Barcelone (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, et mis à jour en 2016, a encouragé la conservation légale 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.

7. 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- SPA/RAC, 2017). 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.

8. Le plan d'action (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2017) 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.

9. 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- SPA/RAC, 2017). 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.

10. 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 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.

11. 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 augmente (d'habitude 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.

12. 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 rendant leur inventaire plutôt difficile.

13. Dans le cadre de la mise en œuvre de l'Approche écosystemique de la Convention de Barcelone et en se basant sur les recommandations de la réunion de Groupe de Correspondance de l'Approche écosystemique sur la surveillance (CORMON), biodiversité et pêche (Madrid, Espagne, 28 Février – 1 Mars 2017), les Parties contractantes ont demandé du CAR/ASP de développer des protocoles de surveillance standardisés en considérant le travail élaboré précédemment à savoir les directives pour la surveillance des habitats coralligènes et autres habitats bioconstruits en Méditerranée (UNEP/MAP-CAR/ASP, 2015), à mettre à jour dans le contexte des Indicateurs communs de l'IMAP et afin de faciliter la tâche des Pays 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

14. 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, c'est 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

15. 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.

16. 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 m² 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).

17. 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. Des données actualisées ont également été collectées au cours des dernières années dans certains pays grâce aux nouvelles activités de surveillance afférentes à la DCSMM, et ces informations seront disponibles dans les années à venir.

18. 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 km² 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.

19. 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 km². 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).

20. 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.

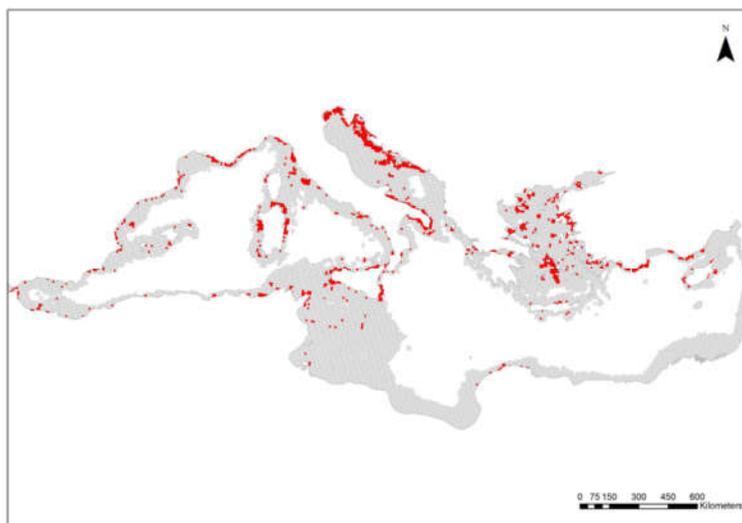


Figure 3 : Répartition des habitats coralligènes en mer méditerranée (zones rouges) (d'après Giakoumi et al., 2013).

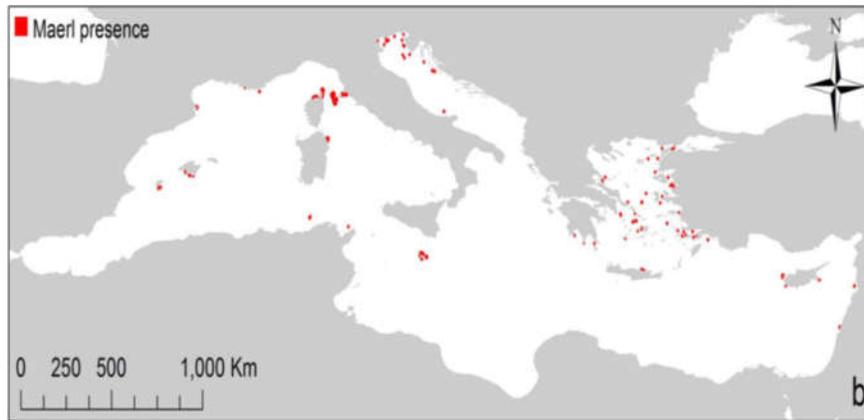


Figure 4 : Répartition des habitats de maërl en mer méditerranée (zones rouges) (d'après Martin et al., 2014).

Méthodes

21. 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

22. 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.

23. 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).

24. 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.

25. 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.

26. 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 $\geq 0,16$ m² 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 du levé.

Levés par télédétection

27. 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 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).

28. 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 plateforme 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).

29. 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 qui prend du temps, 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) considérant également que la technologie actuelle fournit des systèmes de réseaux de neurones et d'intelligence artificielle pour supporter ces opérations. 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

30. 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 disponible à ce jour. 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.

31. 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 - Ramirez 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 jusqu'à 40 m, selon les règles locales en matière de plongée scientifique	Petites zones, moins de 250 m ²	À partir de 0,1 m	0,0001 à 0,001 km ² /heure	- Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des espèces (micro-cartographie) - Non destructif - Faible coût, facile à mettre en œuvre	- Petite zone inventoriée - Chronophage - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés requis (contraintes de sécurité) - Géoréférencement variable du site de plongée	Piazzi et al. (2019a et références)
Transects par des plongeurs remorqués	0 m jusqu'à 40 m selon les règles locales en matière de plongée scientifique	Zones intermédiaires (moins de 1 km ²)	De 1 à 10 m	0,025 à 0,01 km ² /heure	- Facile à mettre en œuvre et possibilité de prendre des photos - Bonne identification des populations - Non destructif et à faible coût	- Chronophage - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés requis (contraintes de sécurité) - Géoréférencement variable de l'itinéraire du plongeur - 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 ²)	De 1 à 10 m	0,025 à 0,01 Km ² /heure	- Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des espèces (micro-cartographie)	- Méthode destructive - Petite zone inventoriée - Matériel d'échantillonnage nécessaire - Travail chronophage	PNUE/PAM-CAR/ASP (2015)

					- Toutes les espèces prises en compte - Possibilité d'identification a <i>posteriori</i> - Faible coût, facile à mettre en œuvre	- Profondeur opérationnelle limitée	
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 ²)	À partir de 1 m	1 à 4 km ² /heure	- Grande portée bathymétrique - Représentation réaliste du fond marin - Bonne identification de la nature du fond et des assemblages (rhodolithes) avec position des bords - Exécution rapide - Non destructif - Très grande masse de données	- Image type panneau (2D) représentant l'habitat complexe 3D - Erreurs possibles dans l'interprétation des sonogrammes - Acquisition des données de terrain nécessaires à la validation des sonogrammes - Coût élevé - Peu utilisé pour la cartographie des pentes verticales	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 petites surfaces (quelques centaines de metre carrée) moyenne, à grande superficie (50-100 km ²)	À partir de 50 cm (linéaire) et inférieur à 1 m (profondeur) quelques cm	0,5 à 6 km ² /heure	- Possibilité d'obtenir une image 3D - Double information collectée (bathymétrie et image du fond marin)	- Traitement complexe de l'information - Imagerie moins précise (nature du lit) que le sonar à balayage latéral - Acquisition des données de terrain nécessaires à la	Cánovas Molina et al. (2016 b)

					<ul style="list-style-type: none"> - Gamme bathymétrique très précise et large - Exécution rapide - Très grande masse de données- - Non destructif 	<ul style="list-style-type: none"> validation des sonogrammes - Coût élevé 	
Véhicule télécommandé (ROV)	2 m à plus de 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat coralligène)	Petites zones intermédiaires (quelques km ²)	À partir de 1 m à 10 m	0,025 à 0,01 Km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Non destructif - Possibilité de prendre des photos - Bonne identification de l'habitat et des espèces - Grande portée bathymétrique 	<ul style="list-style-type: none"> - Petite région levée - Coût élevé - Enregistrement et traitement lent des informations - Positionnement variable (géoréférencement) - Difficile à manipuler avec les courants 	Cánovas Molina et al. (2016a) ; Enrichetti et al. (2019)
Outil de levé	Gamme de profondeur	Surface	Résolution	Efficacité énergétique	Avantages	Limites	Références
Caméra remorquée	2 m à plus de 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat coralligène)	Petites zones intermédiaires (quelques km ²)	À partir de 1 m à 10 m	0,025 à 1 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Facile à installer et possibilité de prendre des photos - Bonne identification de l'habitat et des espèces - Non destructif - Grande zone couverte 	<ul style="list-style-type: none"> - Limité à fond homogène et horizontal - Enregistrement et traitement lent des informations - Positionnement variable (géoréférencement) - Transparence de l'eau - Difficile à manipuler dans un trafic de surface intense 	PNUE/PAM-CAR/ASP (2015)

L'interprétation des données

32. 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.

33. Au cours de l'étape du processus d'analyse et de classification, la liste actualisée des types d'habitats marins benthiques de la région méditerranéenne¹ 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) :

INFRALITTORALE

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.*)

¹ La liste mise à jour des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne est en cours de préparation. Il a été approuvé par la réunion d'experts pour la finalisation de la classification des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne et la liste de référence des types d'habitats marins et côtiers en Méditerranée (Rome, Italie, 22-23 janvier 2019). Le projet de la liste mise à jour sera examiné par la 14e réunion des points focaux du ASP/DB (Portoroz, Slovénie, 18-21 juin 2019) et soumis à la réunion des points focaux du PAM et à la 21e réunion ordinaire des Parties contractantes, pour adoption.

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 Brachiapodes

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 Heteroscleromorpha *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

34. 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).

35. L'intégration et la modélisation des données sont souvent une étape nécessaire, car les levés indirects ou par télédétection effectués par les navires sont souvent limités 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.

36. 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'apprécié.

37. 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).

38. 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 deux 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

39. 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).

40. 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 relatif aux Aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée (ASP/DB) de la Convention de Barcelone (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008).

41. Selon l'EcAp, l'IC2 fixé par les directives de l'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.

42. 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 :

- a. 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
- b. 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.

- c. 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.

43. 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.

44. 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) et zones à haute pression liées aux activités humaines. 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.

45. 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

46. 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).

47. 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 cm²). Les photographies peuvent ensuite être archivées pour créer des jeux de données temporels.

48. Aux profondeurs moindres (jusqu'à environ 40 m et selon les règles locales pour la plongée scientifique), des levés visuels sous-marins directs en plongée sous-marine sont obligatoires et fortement suggérés. 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.

49. 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 ; Piazzi 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 surfaces définies et éventuellement normalisées (Piazzi et al., 2018), et le nombre de répétitions doit être suffisant et assez élevé pour capturer l'hétérogénéité de l'habitat.

50. 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 de coralligènes, 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).

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

	Gamme de profondeur	Surface	Résolution	Efficacité énergétique	Avantages	Limites
ondé	À partir de 2 m à plus de 120 m	Petites surfaces intermédiaires d'environ 1 km ²	À partir de 1 m à 10 m	0,025 à 0,01 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode non destructive - Possibilité de prendre des photos - Grande portée bathymétrique - Bonne identification des faciès et des associations - Possibilité d'évaluation semi-quantitative / quantitative 	<ul style="list-style-type: none"> - Besoin de spécialistes en taxonomie - Coût élevé, moyens importants en mer - Enregistrement et traitement lent des informations - Positionnement difficile en présence de courants - Difficulté d'observation et d'accès en fonction de la complexité de l'habitat (assemblages multicouches) - Évaluations quantitatives uniquement sur les espèces / taxons manifestes
n en us-	0 m jusqu'à 40 m selon les règles locales de plongée scientifique	Petites surfaces (moins de 250 m ²)	À partir de 1 m	0,0001 à 0,001 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Non destructif - Très bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat (ainsi que son 3D) - Faible coût, facile à mettre en œuvre - Possibilité de collecter des échantillons 	<ul style="list-style-type: none"> - Besoin de spécialistes en taxonomie - Petite zone inventoriée - Chronophage sous l'eau - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés requis - Subjectivité de l'observateur

					- Données déjà disponibles après la plongée	- Évaluations quantitatives uniquement sur les espèces/taxons manifestes
Imagerie par image	0 m jusqu'à 40 m selon les règles locales de plongée scientifique	Petites surfaces (moins de 10 m ²)	À partir de 1 m	0,0001 à 0,001 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Très bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat - Toutes les espèces prises en compte - Identification <i>a posteriori</i> - Faible coût, facile à mettre en œuvre 	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode destructive - Très petit espace inventorié - Matériel d'échantillonnage nécessaire - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés requis - Chronophage sous l'eau - Analyse d'échantillons en laboratoire chronophage
	Gamme de profondeur	Surface	Résolution	Efficacité énergétique	Avantages	Limites
Imagerie ou vidéo	0 m jusqu'à 40 m selon les règles locales pour la plongée scientifique	Petites surfaces (moins de 250 m ²)	À partir de 0,1 m	0,0001 à 0,001 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Non destructif - Bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat - Identification <i>a posteriori</i> possible - Évaluations quantitatives uniquement sur les espèces / taxons remarquables - Faible coût, facile à mettre en œuvre - Possibilité de collecter des échantillons 	<ul style="list-style-type: none"> - Besoin de spécialistes en taxonomie - Petite zone inventoriée - Les photographies ou les analyses vidéo sont chronophages - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés requis - Outils nécessaires pour collecter des photos / vidéos nécessaires

					- Possibilité de créer des archives	- Nombre limité d'espèces / de taxons observés - Seule l'observation 2D est autorisée
	Gamme de profondeur	Surface	Résolution	Efficacité énergétique	Avantages	Limites
anag e s à e	0 m à environ 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat des rhodolithes)	Zones intermédiaires (quelques km ²)	De 1 à 10 m	0,025 à 0,01 Km ² /heure	- Très bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat - Toutes les espèces prises en compte - Identification a posteriori - Faible coût, facile à mettre en œuvre	- Méthode destructive - Petite zone inventoriée - Matériel d'échantillonnage nécessaire - Analyse d'échantillons en laboratoire chronophage

51. 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).

52. 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)

Prélèvements <i>in situ</i>	
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
Suivi vidéo ou photo	
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
Observations directes	
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

53. 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 (Piazzi 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 (Piazzi 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 :

• **Gorgone :** Non → Oui

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

Gorgonaire	Espèce :
.....cmcm

• **Aspect général :** Non → Oui

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

Filet Profondeur d'observation des gorgonaires :
 Ancrage • Max :
 Fil • Min :
 Déchet

• **Inventaire :**

Macrophytes	Ichtyofaune
Lithophyllum & Mesophyllum en 3D	Présence d'espèces-cibles avec grands individus
Couverture de <i>Lithophyllum incrusans</i> sans relief	Poissons benthiques ou nectobenthiques
Taches blanches sur <i>Lithophyllum</i> ou <i>Mesophyllum</i>	
Présence d'espèces dressées <i>Halimeda</i> , <i>Udotea</i> ; <i>Cystoseira</i> ...	

• **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 (Antonoli, 2010).

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

54. Le protocole STAR (procédure d'évaluation coralligène standardisée) (Piazzi 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.

55. 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).

56. 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.

57. 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.

58. 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.

59. 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 (Piazzini 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 m². 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 ((Kipson et al., 2011, 2014; Deter et al., 2012; Teixidó et al., 2013; 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 m² situées à quelques dizaines de mètres l'une de l'autre doivent être échantillonnées et au moins 10 échantillons photographiques répliqués de 0,2 m² chacun doivent être collectés dans chaque zone par des plongeurs scientifiques, pour une surface totale d'échantillonnage de 6m². 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*).

60. 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.

61. 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.

62. 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 α - et β -. 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 4m² 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 locaux, 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 4m² 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) $0 \leq 0,01\%$; (2) $0,01 \leq 0,1\%$; (3) $0,1 \leq 1\%$; (4) $1 \leq 5\%$; (5) $5 \leq 25\%$; (6) $25 \leq 50\%$; (7) $50 \leq 75\%$; (8) $75 \leq 100\%$). 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 α) 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 (α - 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
Dyctiiales	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 samentosa</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>Leptopsammia 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 Rhodophyta (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 β -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 β (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 β , 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 (Piazzi 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 β .

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

63. 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.

64. 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 ($<0,3 \text{ ms}^{-1}$) et à une hauteur constante du bas ($<1,5 \text{ m}$), 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 100m² de surface inférieure recouverte par transect.

65. 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 m².
- 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⁻²).
- 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⁻²) est calculée en considérant l'ensemble du transect (100 m²).

66. 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

67. 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.

68. 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.

Observations en plongée	
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
Prélèvements en aveugle (benne, drague)	
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
Suivi par ROV et caméras tractées	
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
Sonar à balayage latéral	
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

69. Un minimum de trois carottages avec une ouverture $\geq 0,16$ m² 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.

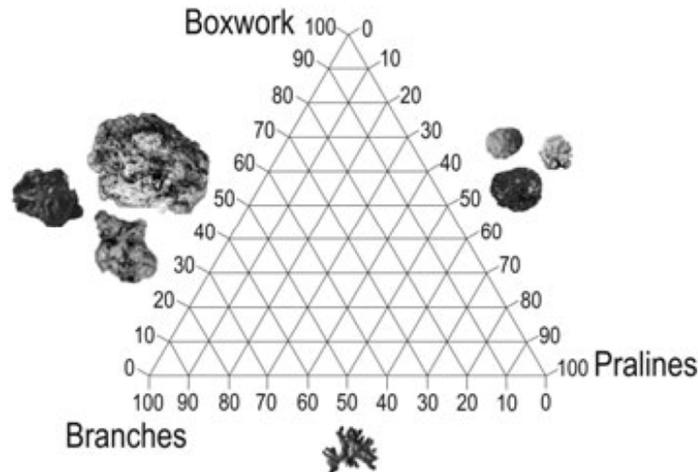


Figure 5 : Diagramme ternaire pour la description de la tridimensionnalité du lit des rhodolithes. Le pourcentage de couverture de chaque morphotype de rhodolithes, par rapport à la couverture totale de rhodolithes, peut être tracé sur l'axe correspondant. Les trois principaux morphotypes de rhodolithes (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

70. 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 ; Piazzi 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.

71. 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, scléractiniens) pour CAI.

72. 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.

73. 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.

74. 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.

75. 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 aboutis 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.

76. 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 intégré 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

77. 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.

78. 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) ; α diversité (diversité des assemblages) ; β 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 (SSL) et SL aux perturbations (DSL)
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 détritus benthiques ; densité des détritus
<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 ² chacune.		9 descripteurs, 3 pour chaque couche : <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 ; une évaluation semi-quantitative des traces d'espèces foreuses ; épaisseur et consistance de la couche calcaire avec un pénétromètre portatif (5 répétitions)

			<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 bio-concretions 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 3rd 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 β 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., Chenail 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.
- Ferdeghini 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., Fourn 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.
- Pères 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.
- Piazzi 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.
- Piazzi 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.
- Piazzi 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.
- Piazzi 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.
- Piazzi 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.
- Piazzi 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.
- Piazzi 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.
- Piazzi, 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-SPA/RAC. 2017. Action plan for the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions in the Mediterranean Sea., 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., Brichet 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

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 mammosum (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 serratumargo (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
Halopectis 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 Lluh, 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.
Leptofaucheia 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 cyrnusense 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 crispacrispate (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 Berecibar, M.J. Wynne,
Barbara & R. Santos, 2009

Gloiocladia repens (C. Agardh) Sánchez &
Rodríguez-Prieto, 2007

Gracilaria spp.

Halymenia spp.

Kallymenia spp.

Leptofauchea 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 (Oliv.) C. Agardh, 1817

Microdictyon umbilicatum (Vellay) 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

Spermatococcus 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.

Phorbastenia 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

Ophiocoma nigrum 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 obscurs 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

Références

Annexe

Introduction

1. Les habitats obscurs¹ 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 méditerranée 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 18^e 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 des habitats obscurs (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.

2. 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. Dans le cadre de la mise en œuvre de l'approche écosystémique, 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 Pays 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.

3. 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 obscures² (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). $3 < 0,01\%$ 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-obscurées et obscures. En dépit des connaissances scientifiques accrues sur les habitats obscurs au cours des dernières décennies, il existe encore un fossé important. Le nombre d'activités humaines et de pressions affectant les habitats marins a

¹ 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).

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

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) et zones de pêche restreintes (FRAs) 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 la mise en œuvre de l'IMAP aux niveaux régional et national.

4. 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

5. 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-)coralligène¹ dans la zone d'entrée, (b) une zone semi-obscur 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-obscur et obscures qui sont prises en compte dans le présent document figure ci-après.

- *Les communautés des grottes semi-obscur*

6. Les substrats durs des grottes semi-obscur 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-obscur 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.

7. Trois faciès à anthozoaires ont été enregistrés dans les grottes semi-obscur (essentiellement sur les plafonds) (Pérès, 1967; Zibrowius, 1978): (i) un faciès à Scléactiniens *Leptopsammia pruvoti*, *Madracis pharensis* (particulièrement abondants dans le bassin oriental), *Hoplanguia 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 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

¹ Les communautés coralligènes et des grottes semi-obscur 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).

grottes ou dans les tunnels semi-obscurs 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-obscures (Pérès, 1967; Ros et al., 1985).

- *Les communautés des grottes obscures*

8. Le passage des communautés des grottes semi-obscures 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).

9. 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 Mòlica, 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).

10. Les bryozoaires encroûtants (notamment *Onychozella marioni*) peuvent également produire des constructions nodulaires dans la zone de transition entre les communautés des grottes semi-obscures 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).

11. Plusieurs espèces mobiles trouvent souvent abri dans les grottes obscures, notamment les mysidacés *Hemimysis margalefi* et *H. spelunca*, 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).

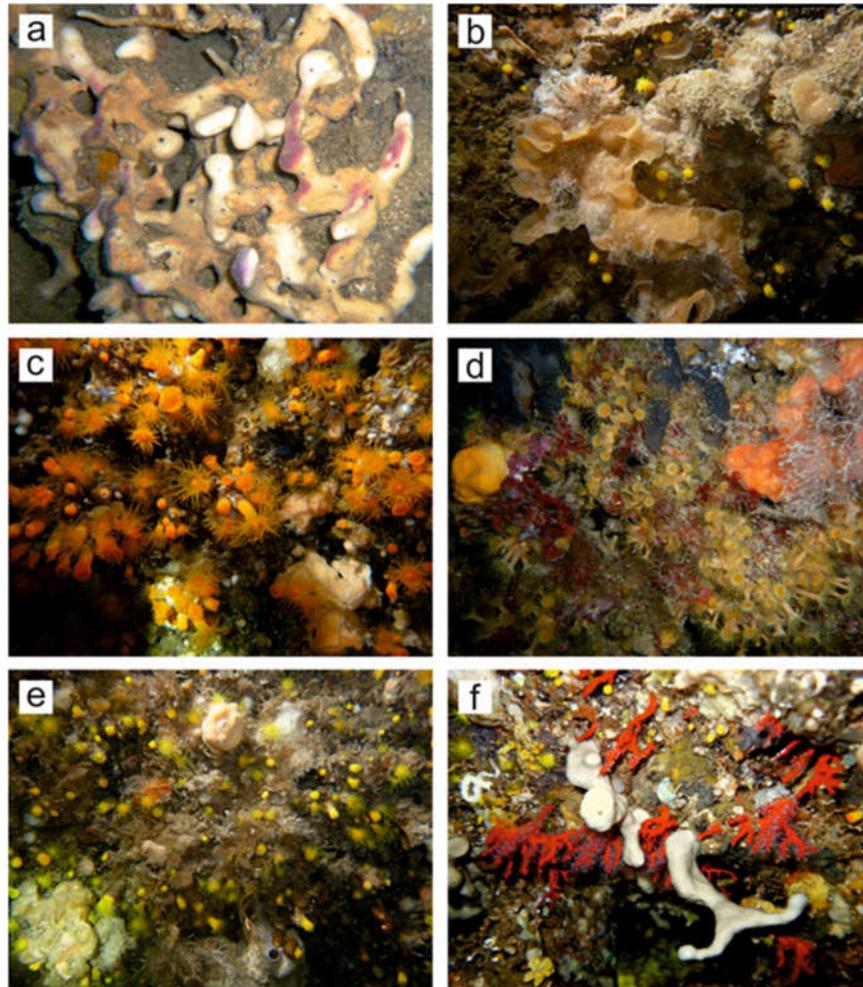


Figure 1 : faciès avec *Petrosia ficiformis* (a), *Reteporella grimaldii* et d'autres bryozoaires (b), *Astroides calycularis* (c), *Parazoanthus axinellae* (d), *Leptopsammia pruvoti* (e) et *Corallium rubrum* (f) dans des grottes marines semi-obscurées. Photos de Monica Montefalcone (a-e) et Vasilis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

12. 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

13. 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 Figuiér, 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).

14. 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 & Voultziadou, 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

15. 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 & Voultziadou, 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

Mer Adriatique

16. La mer Adriatique abrite 708 grottes sous-marines (Giakoumi et al., 2013) abritant près de 400 taxons (Gerovasileiou & Voultziadou, 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 Fraškić (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

17. 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 & Voultziadou, 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-obscur (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

18. 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 obscurs.

19. 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 bryozoans structurants et arborescents. Comme convenu, et défini dans le Plan d'Action sur les habitats obscurs (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

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

21. 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)*

22. 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.

23. 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. alvati et al., submitted). Il est probable que cette espèce présentait une abondance et une répartition plus diffuses dans le passé.

24. 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.

25. 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).

26. 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* *clavus* 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*

27. 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).

28. 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).

29. 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*

30. 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 scléactiniens (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.

31. *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.

32. *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).

33. 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).

34. *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.

35. *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).

36. 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).

37. 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.

38. 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).

39. 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.

40. 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*

41. 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.

42. *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.

43. *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.

44. 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.

45. 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 (*Isidella elongata*, *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*

46. 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.

47. 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.

48. 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.).

49. 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*

50. Plusieurs démonssponges 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; Calcinaï 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.

51. La Méditerranée orientale abrite les grands Dictyocératides du genre *Spongia*, *Ircinia*, *Sarcotragus*, *Scarispongiade* 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.).

52. 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).

53. Des démonssponges de la famille des Desma ou des Trectatinellides (par exemple "Lithistida"), peuvent former de grandes agrégations, voire des formations récifaires, 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.

54. Dans les fonds meubles, la présence d'agrégations d'éponges est limitée à quelques rares espèces, telles que *Thenea 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*

55. 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.

56. Avec une répartition bien plus vaste en Méditerranée, atteignant le bassin oriental, *Tetrodictyum reischweigi* (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.

57. 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).

58. 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*

59. 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; Deidun et al., 2015), aussi en association avec *Errina aspera* (Salvati et al., 2010), 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; Marin 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*

60. 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*

61. 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).

62. 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).

63. 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*

64. 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).

65. 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*

66. 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).

67. Dans d'autres cas, les ascidiacés tels que *Diazona violaceosa* sont l'espèce dominante (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2013) et/ou différentes espèces d'ascidies solitaires appartenant aux familles des Molgulidae, Ascidiidae, 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 (Péres and Picard, 1964) ou les fonds rocheux fortement recouverts de sédiments.

68. 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).

69. 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, Thyasiridae) ou de polychètes (*Lamellibrachia* sp., *Siboglinum* sp.) et de crevettes fantômes (*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 Osiris 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*

70. 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*, *Spirobranchus 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.

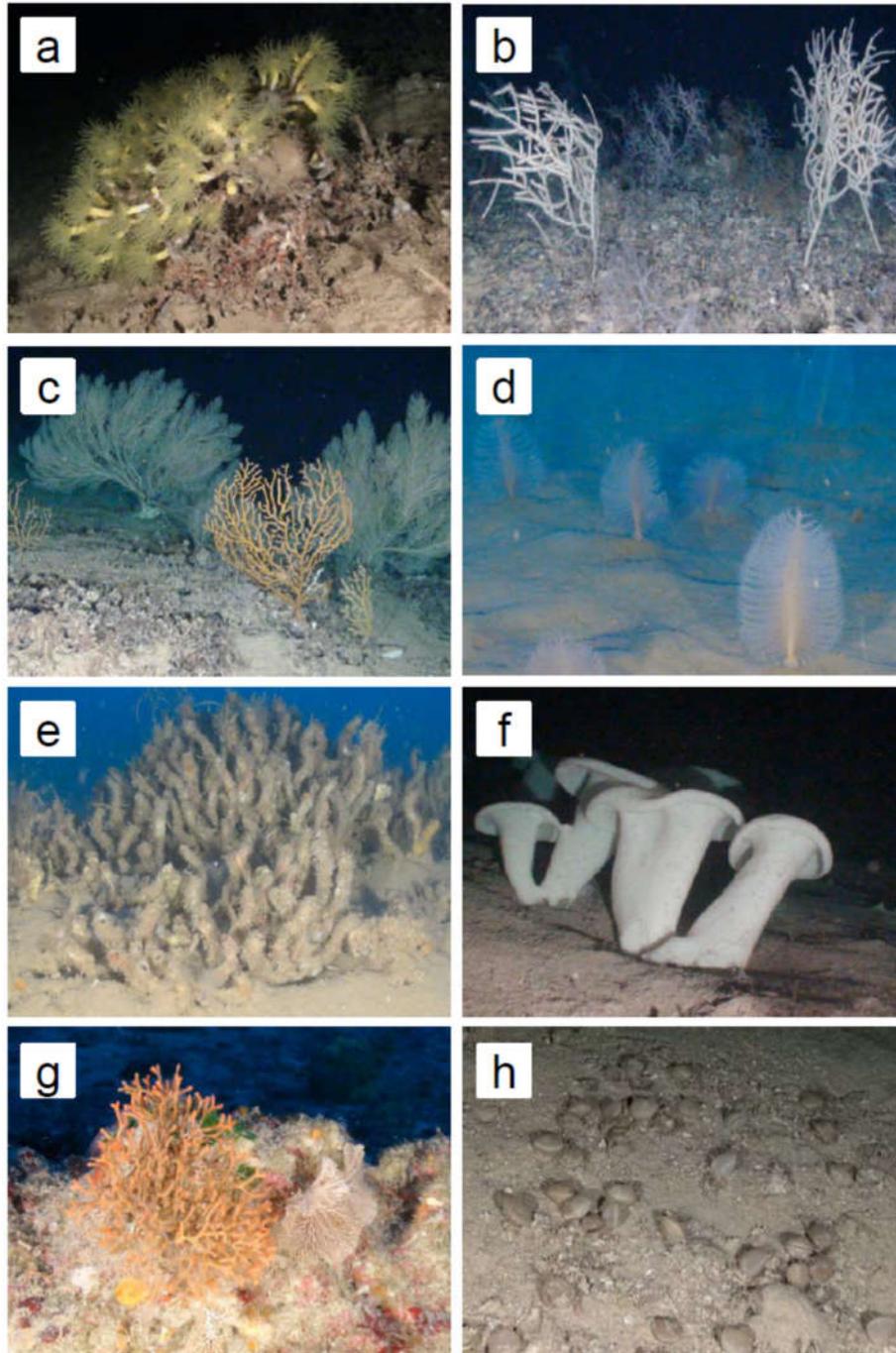


Figure 2 : Espèces caractéristiques des habitats d'eaux profondes. *Dendrophyllia cornigera*, Catifas Bank (a) ; *Antipathes dichotoma* et *Leiopathes glaberrima*, Malte (b) ; *Callogorgia verticillata* et *Placogorgia sp.*, Mont sous-marin Ses Olives (c) ; *Pennatula rubra*, Liban (d) ; récif de vermetes, Liban (e) ; *Asconema setubalense*, Chella Bank (f) ; *Adeonella 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

71. 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.

72. 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

73. 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

74. 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.

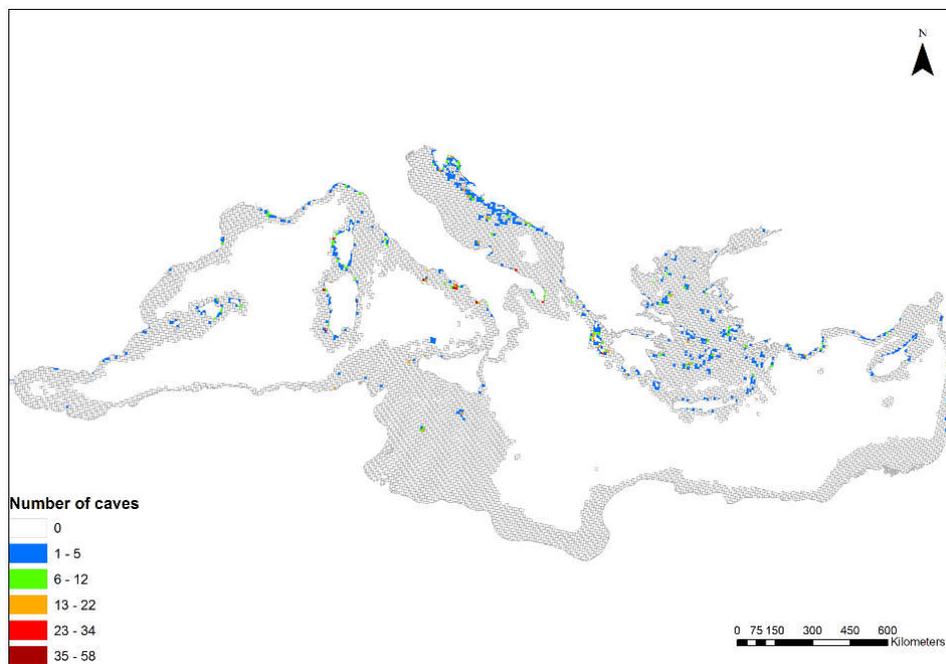


Figure 3 : Répartition des grottes marines en mer méditerranée ; les différentes couleurs représentent le nombre de grottes dans des cellules de 10 km X 10 km (d'après Giakoumi et al., 2013).

Habitats d'eaux profondes

75. 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).

76. 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.

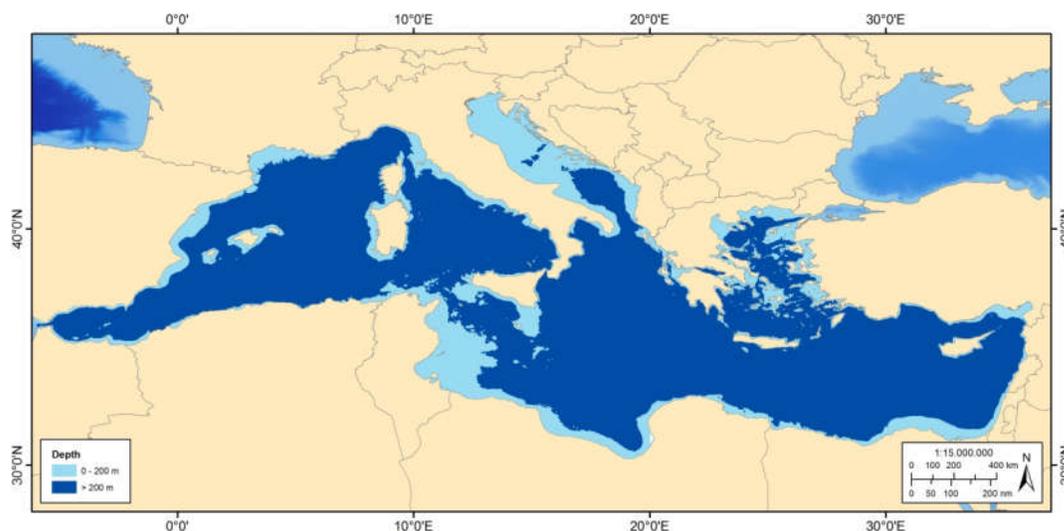


Figure 4 : Zones d'eaux profondes en Méditerranée situées à moins de 200 m de profondeur (à partir UNEP/MAP-SPA/RAC, 2017).

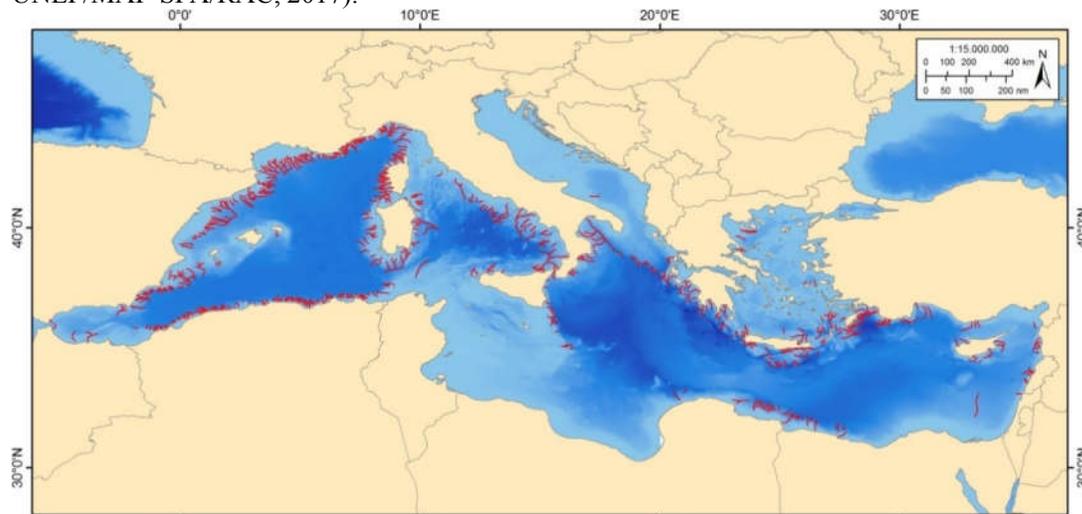


Figure 5 : Répartition des canyons sous-marins de la Méditerranée (à partir UNEP/MAP-SPA/RAC, 2017).

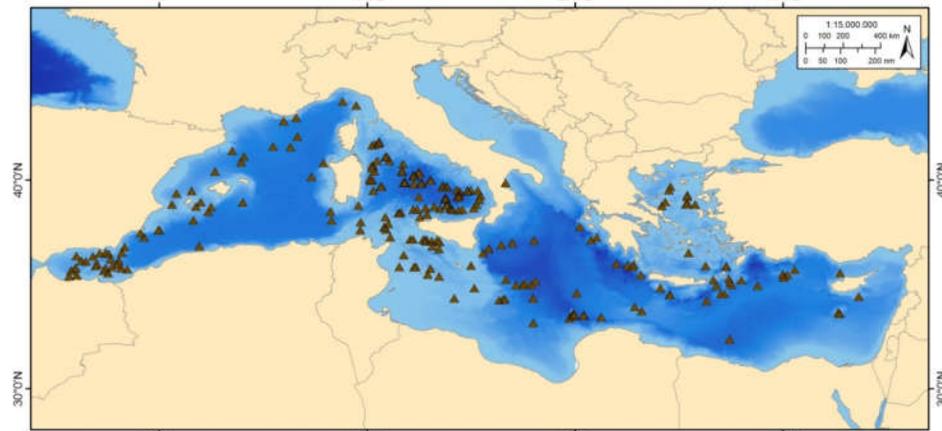


Figure 6 : Répartition des monts sous-marins de la Méditerranée (à partir UNEP/MAP-SPA/RAC, 2017).

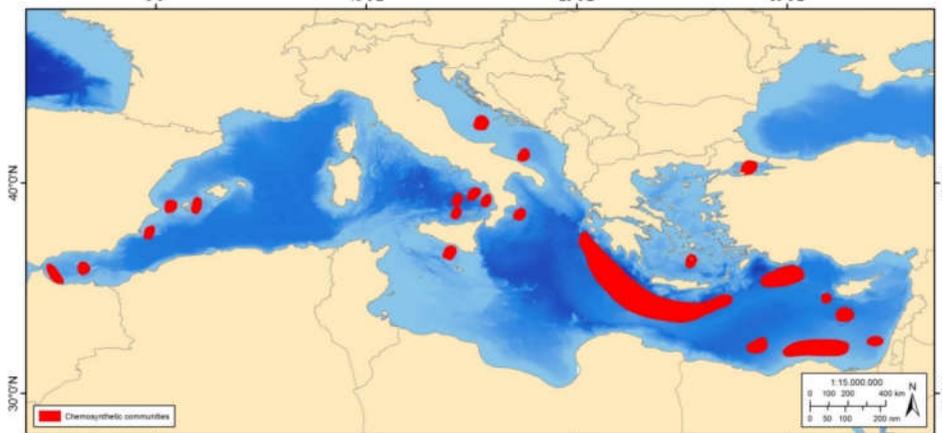


Figure 7 : Zones identifiées avec des assemblages chimio-synthétiques (à partir UNEP/MAP-SPA/RAC, 2017).

Méthodes

Grottes marines

77. 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

78. Pour les grottes marines jusqu'à 40 m de profondeur (et selon les règles locales de plongée scientifique), la plongée est nécessaire pour l'exploration, la cartographie et l'inventaire, à l'exception des grottes peu profondes de type semi-immergé, 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-immergées).

79. 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-immergée 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-immergées 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.

80. La plupart des grottes marines méditerranéennes étudiées sont semi-immergées 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

81. 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.

82. 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 leurs portées 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.

83. 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 qui prend du temps 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.

84. 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

85. Pour obtenir une meilleure description des habitats obscurs 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 obscurs. 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 (slon les règles locales en matière de plongée scientifique)	Petites surfaces, moins de 250 m ²	À partir de 0,1 m	0,0001 à 0,001 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des espèces (micro-cartographie) - Non destructif - Faible coût, facile à mettre en œuvre 	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode adaptée uniquement pour la caractérisation de grottes marines - Petite zone inventoriée - Chronophage - Profondeur opérationnelle limitée - 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 ²)	De 1 à 10 m	0,025 à 0,01 Km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des espèces (micro-cartographie) - Toutes les espèces prises en compte - Possibilité d'identification <i>a posteriori</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode destructive - Petite zone inventoriée - Matériel d'échantillonnage nécessaire - Difficulté à gérer les appareils d'échantillonnage à de grandes profondeurs - Les analyses de laboratoire sont chronophages - 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 ²)	À partir de 1 m	1 à 4 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Grande Portée bathymétrique - Haute résolution et bonne identification de la nature du fond - Exécution rapide - Non destructif 	<ul style="list-style-type: none"> - Image plate (2D) pour représenter les habitats complexes 3D - Erreurs possibles dans l'interprétation des sonogrammes - Acquisition des données de terrain nécessaires à la validation des sonogrammes 	Palmiotto et Loreto (2019)

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

L'interprétation des données

86. 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.

87. 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.

88. 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 méditerranéenne¹ (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

¹ La liste mise à jour des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne est en cours de préparation. Il a été approuvé par la réunion d'experts pour la finalisation de la classification des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne et la liste de référence des types d'habitats marins et côtiers en Méditerranée (Rome, Italie, 22-23 janvier 2019). Le projet de liste mise à jour sera examiné par la 14^e réunion des points focaux du ASP / DB (Portoroz, Slovénie, 18-21 juin 2019) et soumis à la réunion des points focaux du PAM et à la 21^e réunion ordinaire des Parties contractantes pour adoption.

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. *Heteroscleromorpha*

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. *Haliconia* 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*, *Desmophyllum pertusum* *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 Faciès 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., *Villologorgia bebyroides*)

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*, *Desmophyllum pertusum*)

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*, *Desmophyllum pertusum* *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. *Thenea 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

89. 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 obscurs, aucun exemple de prévision de la distribution des habitats obscurs 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 dans de recherche future 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).

90. 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 obscurs 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.

91. 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.

92. 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).

93. 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 obscurs ; 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

94. La surveillance de l'état (c'est-à-dire de l'état écologique) des habitats obscurs est aujourd'hui obligatoire pour des raisons de conservation et de gestion, afin de garantir que les habitats obscurs, 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 obscurs reflétera alors le bon état écologique (BEE) recherché par les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone dans le cadre de l'Approche Écosystémique (EcAp) et de la Directive-Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin (MSFD).

95. Selon l'EcAp et conformément aux recommandations de l'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 obscurs ont été reconnus comme des indicateurs biologiques de la qualité de l'environnement.

96. 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 :

- a. 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
- b. 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.
- c. 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.

97. Les objectifs de la surveillance sont principalement liés à la conservation des habitats obscurs, 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 obscurs de la méditerranée.

98. 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, et des zones à forte pression lié aux activités humaines. 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.

99. 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.

100. Pour assurer la durabilité du système de surveillance, il convient de tenir compte des observation 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).

101. 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

102. 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.

103. 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 Voultziadou, 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 m² à chaque station d'échantillonnage, couvrant une surface totale d'environ 1 à 4 m². 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.

104. 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.

105. 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-obscur et obscur 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 (cm²) 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.

106. 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.

107. 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).

108. 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 Lejeune, 2003 ; Guarnieri 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).

109. 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 Bergeggi (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).

110. 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-quadrats couvrant une surface totale d'environ 1 à 4 m² pour l'étude des communautés sessiles.

Surface :		Date :		Observateur :	
Latitude :			Longitude :		
Niveau d'immersion : Immergé/semi-immersé			Morphologie des grottes : Grotte aveugle / Tunnel N° d'entrées : ...		
Longueur totale de la grotte : ...		Profondeur d'eau maximale : ...		Profondeur d'eau minimum : ...	
Entrée A - Profondeur max (m) : ... Hauteur (m) : ... Largeur (m) : ... Orientation : ...					
Entrée B - Profondeur max (m) : ... Hauteur (m) : ... Largeur (m) : ... Orientation : ...					
Autres caractéristiques topographiques : Plage interne / Poches d'Air / Spéléothèmes / ...					
Micro-habitats :					
Espèces Détritvives/Omnivores (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
Mysidacés	0	Peu	Colonie	
Espèces de poissons observé/ zone grotte (CE : entrée, SD : zone semi-sombre, DZ : zone sombre)	Espèces de décapodes observées / zone grotte (CE : entrée, SD : zone semi-sombre, DZ : zone sombre)			
... /	... /			
... /	... /			
... /	... /			
... /	... /			
... /	... /			
... /	... /			
... /	... /			
... /	... /			
<i>Cerianthus membranaceus</i> (nombre d'individus)	0 1-2 >2			
<i>Arachnanthus oligopodus</i> (nombre d'individus)	0 1-2 >2			
D'autres espèces typiques et/ou protégées	Menaces et pressions			
	Bryozoaires cassés	...		
	Bulles d'air	...		
	Déchets marins	...		
	Espèces non indigènes	...		
		
		
	Autres commentaires			

Surveillance des habitats d'eaux profondes

111. 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 cm²). 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, la liste 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.

112. 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 sur des fonds meubles. 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, et doit être évité sur les communautés des fonds meubles dominées par des espèces à longue vie (par exemple, les grandes éponges, les gorgones, les coraux bambous).

113. Des macrofaunes d'eaux profondes ont été échantillonnées dans l'ouest de la méditerranée selon différentes méthodes, en fonction de la profondeur considérée et les équipes de recherche (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 benthique est couramment utilisé pour échantillonner le benthos profond de la Méditerranée occidentale et orientale depuis la fin des années 1980. 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 m² 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).

114. 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.

115. 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 vivantes 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

116. 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., 2019) 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., 2019) 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.

117. 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⁻¹) 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 m² de surface inférieure recouverte par transect.

118. A partir de chaque transect, les paramètres suivants sont mesurés à partir 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 m²
- 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⁻²).
- 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⁻²) est calculée en considérant l'ensemble du transect (100 m²).

119. 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).

120. 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'habitat de l'écosystème profond 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 rocheux profonds résultant de la combinaison des deux unités et de leur importance écologique.

Observations finales

121. L'inventaire et la surveillance des habitats obscurs 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 obscurs 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 obscurs 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 obscurs 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 nourriceries).

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., García 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., Chevaldonné P., Rađa 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., Ingrassio 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., Frascchetti 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., Fraschetti 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., Fourt 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., Lejeusne 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 Torre 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., Micaleff 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., Omeregie E., Olu-Le Roy K., Fiala-Medioni A., Dählmann A., Caprais J.-C., Prinzhofer 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., Hebbelnc 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., Voultziadou 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., Dekeyzer 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., Voultziadou E. 2013. Three-dimensional mapping of marine caves using a handheld echosounder. *Marine Ecology Progress Series* 486, 13-22.
- Gerovasileiou V., Voultziadou E., Issaris Y., Zenetos A. 2016b. Alien biodiversity in Mediterranean marine caves. *Marine Ecology* 37, 239-256.
- Giakoumi S., Sini M., Gerovasileiou V., Mazor 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., Voultziadou 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., Fraschetti 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 Scientific Publishers B.V., Amsterdam, 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. *Chironophthya 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., Garcia 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 Ausias 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., Diviacco 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., Opresko 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 elasipodid 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., Chevalloné 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., Chevalloné 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.
- Salvati E., Angiolillo M., Bo M., Bavestrello G., Giusti M., Cardinali A., Puce S., Spaggiari C., Greco S., Canese S. 2010. The population of *Errina aspera* (Hydrozoa: Stylasteridae) of the Messina Strait (Mediterranean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90 (7), 1331-1336.
- Salvati E., Giusti M., Canese S., Esposito V., Romeo T., Andaloro F., Bo M., Tunesi L. New contribution on distribution and ecology of *Dendrophyllia ramea* (Linnaeus, 1758): abundance hotspots off the Northeastern Sicilian waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, submitted for publication.
- 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. Metazooan /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., Airolidi 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., Fogliani F., Frogliani 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., Frogliani 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., Fogliani 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-Eizaguirre 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, publ., 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 chemosynthetic 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'Institute Oceanographique*, Paris 74, 115-126.
- Vafidis D., Koukouras A., Voultziadou-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: Freiwald 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 . 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 schmidtii (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 (Halichoelona) 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)

Scalarispongia 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.

Hoplanguia durotrix Gosse 1860

Leptopsammia pruvoti Lacaze-Duthiers 1897

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

Obelia dichotoma (Linnaeus, 1758)

Paramuricea clavataclavate (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

Filigrana implexa Berkeley, 1835

Filigranula annulata (O. G. Costa, 1861)

Filigranula calyculata (O.G. Costa, 1861)

Filigranula 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)

Peltdoris 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)