



**Programme des
Nations Unies
pour l'environnement**

EP



UNEP(DEPI)/MED WG.400/4
28 mai 2014
FRANÇAIS
Original: ANGLAIS



PLAN D'ACTION POUR LA MÉDITERRANÉE

Groupe de Correspondance sur la Surveillance de la Biodiversité et la Pêche

Ankara (Turquie), 26-27 juin 2014

Orientation de la Surveillance sur l'Objectif Ecologique OE1: La Biodiversité

Orientation de la Surveillance de l'Objectif Ecologique OE1: La Biodiversité

1. Introduction

La définition de la biodiversité la plus largement approuvée est celle figurant dans la Convention sur la Diversité Biologique (CBD)¹: “la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces, ainsi que celles des écosystèmes”.

La Méditerranée, probablement en raison des nombreuses stations de recherche marine dans le cadre de ses frontières, est l'une des mers les plus étudiées de par le monde. Les estimations les plus récentes des espèces marines méditerranéennes, prises de compilations de travaux précédents, énumèrent environ 17 000 espèces marines. Cependant, les estimations de la diversité marine sont toujours incomplètes à ce jour - des espèces non décrites seront ajoutées à l'avenir. La diversité des microbes est particulièrement sous-estimée et des portions des régions du Sud et de l'Est demeurent méconnues. En outre, l'invasion des espèces exotiques représente un facteur crucial qui continuera à changer la biodiversité de la Méditerranée, particulièrement dans son bassin oriental qui peut rapidement se disséminer vers le Nord et vers l'Ouest, en raison du réchauffement de la Méditerranée.

La Méditerranée est un point chaud de la diversité marine. Les points chauds de la biodiversité sont caractérisés par des niveaux extrêmement hauts d'endémisme, d'une part, et par des niveaux critiques de perte d'habitats, d'autre part, faisant l'objet essentiellement des efforts de conservation. Le haut niveau d'endémisme (20-30%), faisant référence aux espèces vivant uniquement dans la Méditerranée, constitue une autre caractéristique de la biodiversité marine de la région.

La diversité biologique élevée peut être liée aux caractéristiques géomorphologiques et hydrographiques spécifiques du bassin méditerranéen, à son histoire géologique et à sa position en tant qu'interface entre les biomes tempérés et tropicaux qui lui permettent d'accueillir des espèces à affinité chaude et froide.

La flore et la faune de la Méditerranée sont distribuées d'une manière différente entre ses différents bassins: 87% des formes de vie connues dans la Méditerranée sont présentes dans la Méditerranée Occidentale, 49% dans l'Adriatique et 43% dans la Méditerranée Orientale. Toutefois, de nombreuses espèces sont présentes dans deux ou trois bassins. De même, les espèces endémiques sont plus nombreuses dans l'Ouest de la Méditerranée.

Des tendances temporelles montrent que la surexploitation et la perte d'habitats sont les principaux moteurs humains de changements historiques dans la biodiversité. De nos jours, la dégradation et la perte de l'habitat, suivies par l'impact de la pêche, la pollution, le changement climatique, l'eutrophisation et l'établissement d'espèces exotiques constituent les menaces les plus importantes et affectent le plus grand nombre de groupes taxonomiques. Tous ces impacts devraient gagner de l'ampleur à l'avenir, particulièrement le changement climatique et la dégradation de l'habitat. L'identification spatiale des points chauds fait la lumière sur l'importance écologique des plateformes méditerranéennes occidentales (particulièrement le Déroit de Gibraltar et la Mer d'Alboran adjacente), la côte de l'Afrique de l'Ouest, l'Adriatique et la Mer Egée, qui font état de concentrations élevées d'espèces en danger, menacées ou vulnérables. Le Bassin Levantin, sévèrement marqué par l'invasion d'espèces, est considéré en danger également.

¹ <http://www.cbd.int/>

Il est vrai qu'il n'existe pas encore en place un programme de surveillance systématique et coordonné pour les composantes de la biodiversité (afin d'assurer des données systématiques pour l'évaluation) dans le cadre du PNUE / PAM. Toutefois, les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone sur la Protection de l'Environnement marin et côtier de la Méditerranée (Convention de Barcelone) sont appelées, dans le cadre du Protocole relatif aux Aires Spécialement Protégées et à la Biodiversité (ASP/BD) de la Convention de Barcelone de dresser, entre autres, des inventaires et des activités de surveillance visant les composantes de la diversité biologique. Le programme de travail du Centre d'Activités Régional des Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) du PAM pour l'exercice biennal 2012-2013 visait à aider les pays à mener une étude de terrain et à assurer le contrôle et la cartographie de la biodiversité, dans le cadre de leurs obligations en vertu du Programme d'Action Stratégique pour la Biodiversité (PAS BIO). Parmi les activités-clés, la cartographie des prairies sous-marines et d'autres assemblages et habitats d'importance particulière pour l'environnement marin dans les aires méditerranéennes, l'élaboration d'un atlas de la distribution des prairies sous-marines dans la Méditerranée, l'élaboration d'une base de données sur les espèces exotiques envahissantes méditerranéennes marines (MAMIAS) et la consolidation du système de surveillance méditerranéen pour les composantes-clés de la biodiversité. Dans le cadre du processus pour l'adoption, la mise à jour et l'exécution de politiques, de lignes directrices et de plans sur le plan régional, nécessaires pour l'application effective de la Convention, des Protocoles et des Stratégies, les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone et ses Protocoles ont appelé le Secrétariat, à la dix-septième réunion ordinaire (Paris, France, 8-10 février 2012), pour évaluer le progrès effectué dans l'application du PAS BIO et définir ses options et les nouvelles orientations sur les niveaux national et régional durant les prochaines années.

Les Parties ont souligné l'importance de prendre en considération les Objectifs Ecologiques adoptés pour la Méditerranée dans le cadre du processus de l'EcAp et des Objectifs d'Aichi pour la Biodiversité adoptés par la CBD dans les nouvelles options du PAS BIO. Les nouvelles orientations, avec une forte priorité à l'égard d'une composante de surveillance, ont été définies en 2013 (PNUE, 2013).

Selon le processus de l'EcAp, la diversité biologique est maintenue quand la qualité et l'occurrence des habitats et la distribution et l'abondance des espèces sont en harmonie avec les conditions climatiques, géographiques et physiographiques en place. Elle couvre l'ensemble des espèces, des habitations et des pressions dans toutes les régions marines de la Méditerranée (des eaux côtières jusqu'aux mers ouvertes). Malgré les efforts déployés par les pays méditerranéens, dont l'importance prend de l'ampleur de plus en plus, il existe toujours des écarts majeurs au niveau des informations et des données concernant de nombreuses composantes-clés de la biodiversité marine méditerranéenne. En effet, dans un nombre considérable des pays méditerranéens, les habitats et les espèces marines demeurent rarement étudiés alors que les connaissances portant sur l'abondance et la distribution des espèces, ainsi que l'état de conservation demeurent inégales.

2 Stratégie de surveillance

2.1. De l'idéal au pragmatisme

Il n'est pas pratique ou possible, voire nécessaire de surveiller tous les attributs et les composantes de la diversité biologique, à travers la région ou la sous-région. Ainsi, une approche pragmatique a besoin d'être adoptée, visant à utiliser des ressources d'une manière sage et maximiser les informations collectées pour refléter l'état général de la biodiversité (JRC, 2010). La relation entre les pressions environnementales et les principaux impacts sur l'environnement marin est prise en compte quant au site et à l'objet de

surveillance (une relation indicative entre les pressions sur l'environnement marin et les principaux impacts est assurée dans l'Annexe IV). La stratégie suivante est recommandée:

- a. Le programme d'évaluation et de surveillance devrait être orienté vers une priorisation des composantes biologiques, des pressions et des sites à examiner, sur la base des risques;
- b. Une évaluation initiale des risques prend en considération l'ensemble des pressions (activités) dans une région/sous-région et identifie celles qui, sur la base de leur intensité, leur durée et leur étendue, semblent apporter le risque le plus élevé à la biodiversité (tout en soulignant que ce moyen peut ne pas être approprié pour évaluer les prédateurs supérieurs, où les liens de causalité par rapport aux pressions peuvent être mal compris).
- c. Les programmes de surveillance de la biodiversité encore en place sont utilisés de la manière la plus appropriée, les rapprochant et les intégrant, autant que possible, pour répondre aux besoins des évaluations pour cet Objectif Ecologique. L'intégration avec d'autres programmes de surveillance, y compris les autres Objectifs Ecologiques, serait également bénéfique.
- d. Envisager l'utilisation des données de surveillance collectées à des fins réglementaires (par l'industrie ou par les autorités réglementaires) en tant que partie de l'ensemble du programme. Ceci pourrait nécessiter quelques ajustements pour mieux répondre aux exigences et aux normes plus élargies de cet Objectif Ecologique et de l'assurance-qualité appropriée.

2.2. Phase préparatoire du processus de surveillance

Un certain nombre de tâches préparatoires est nécessaire, tout d'abord, avant que le processus de surveillance ne soit divisé en une série de larges phases (JRC, 2010). Le développement d'une approche générale à la surveillance de la biodiversité serait un processus itératif. Ainsi, la séquence proposée ci-dessous nécessiterait quelque ajustement pour répondre le mieux à des circonstances particulières dans certaines régions/sous-régions et apporterait également des liens et des commentaires entre certaines tâches et phases.

Tâches préparatoires:

Tâche 1: Comparer les données environnementales et celles de l'activité humaine;

Tâche 2: Identifier les composantes de la biodiversité présentes dans la région ou la sous-région;

Tâche 3: Définir les aires d'évaluation écologiquement pertinentes;

Tâche 4: Définir l'état de référence (conditions);

Des conseils utiles concernant la manière d'élaborer les étapes décrites ci-dessus figurent dans l'Annexe I.

En général, le développement d'un programme de surveillance pour les évaluations ultérieures doit être basé sur une compréhension holistique de la région ou de la sous-région à évaluer. Compiler les informations pertinentes dans un Système d'Information Géographique (SIG) est recommandé pour permettre une compréhension spatiale (et temporelle) de la relation entre les activités humaines (qui causeraient des pressions nocives sur l'environnement) et des caractéristiques de l'environnement, y compris sa biodiversité.

2.3. Sélection des sites de surveillance

Surveiller la biodiversité dans le cadre de l'EcAp devrait se concentrer sur les soi-disant "sites représentatifs" dont les critères de sélection comprendraient, d'une manière indicative, ce qui suit:

- La plupart des données historiques/des informations sont disponibles
- La surveillance bien ancrée est déjà en place (en général, non seulement pour la biodiversité)
- Les sites dont l'intérêt de la conservation et l'importance de la biodiversité sont élevés (selon les réglementations nationales, régionales ou internationales)
- Les pressions et les risques/l'impact sur la biodiversité sont fortement liés, selon une approche basée sur le risque
- Opinion d'expert

Quand il s'agit de prioriser les sites à surveiller, évaluer le risque des impacts en raison des pressions, sur la base de la distribution, de l'intensité et de la fréquence des activités humaines et des pressions qu'elles exercent sur l'environnement apporte une analyse importante qui constituerait la base de la stratégie de surveillance et du programme d'échantillonnage

Le programme de surveillance devrait envisager l'ensemble des pressions éventuelles dans une zone d'évaluation. Les sites à surveiller devraient être priorisés pour couvrir au moins les zones suivantes:

- a. Les zones d'influence à partir d'activités anthropiques qui devraient causer un impact sur la diversité biologique, la priorité étant donnée aux zones au risque le plus élevé:
 - i. Activités de haute intensité;
 - ii. Activités multiples;
 - iii. Zones où les impacts peuvent être particulièrement sévères ou à long terme.
- b. Zones considérées comme représentatives des conditions (de référence) non affectées (p.ex. ne faisant pas l'objet de ou n'étant pas affectées par les pressions):
 - i. Sans pression (autant que possible dans la zone d'évaluation);
 - ii. Représentant les conditions physiographiques et hydrologiques des zones soumises à des pressions identifiées dans (a) (y compris les mêmes écotypes ou les types de la même communauté).

La superposition de cartes dans un SIG contribuera à donner un aperçu holistique de la zone d'évaluation, des pressions anthropiques l'affectant et des sites des programmes actuels de surveillance. Ceci permettra la prise de décisions bien informées concernant la manière de prioriser les zones à envisager pour la surveillance.

Le niveau des pressions, qu'elles soient isolées, mixtes ou générant des impacts cumulatifs, affectera l'intensité des impacts, ainsi que leur étendue spatiale et leur développement temporel. Les échelles spatiale et temporelle du changement varieront également selon les conditions spécifiques de chaque région ou sous-région.

2.3.1 *Surveillance dans les Aires Spécialement Protégées marines et côtières*

La surveillance des Aires Spécialement Protégées marines et côtières dans le cadre du Protocole ASP/BD pourrait servir plusieurs objectifs:

- Sur la base de l'approche de risque, certaines aires protégées marines et côtières peuvent être conçues de cette manière-là, en raison du risque d'être soumis à des pressions élevées nécessitant donc une surveillance plus intense;
- D'autres aires marines protégées dans des régions éloignées ne peuvent être que légèrement affectées par les pressions. La surveillance dans ces zones pourrait être utile pour déterminer les conditions de référence et/ou définir un Bon Etat Ecologique (BEE) pour plusieurs indicateurs;
- Surveiller les aires marines et côtières protégées ayant un niveau de protection différent pourrait également apporter des informations concernant l'efficacité des mesures de protection.

Ainsi, les Parties Contractantes devraient envisager la surveillance dans les aires protégées en tant que partie intégrante et importante de leurs stratégies de surveillance.

2.4. Définir l'objet de surveillance

2.4.1. *Liste indicative des habitats et des espèces*

A la COP 18 du PNUE/PAM (Istanbul, 2013), une liste indicative des habitats à considérer pour la surveillance et l'évaluation a été adoptée pour être détaillée davantage lors de la préparation du programme de surveillance intégré de l'EcAp. Cette liste a été améliorée lors du récent séminaire informel d'experts scientifiques sur la biodiversité, tenu en avril 2014, co-organisé par le Secrétariat du PAM et les Projets UE MED (PERSEUS, COCONET, DEVOTES et IRIS-SES), tels qu'ils sont présentés dans l'Annexe II du présent document. Les "sites représentatifs" tels que mentionnés ci-dessus devraient comprendre un nombre significatif des habitats figurant dans la liste.

A la COP 18 du PNUE/PAM (Istanbul, 2013) également, une liste indicative des espèces à envisager pour la surveillance et l'amélioration a été adoptée, pour être détaillée ultérieurement lors de la préparation du programme de surveillance intégré de l'EcAp. Cette liste a été améliorée quant aux oiseaux et reptiles marins lors du récent séminaire informel d'experts scientifiques sur la biodiversité, tenu en avril 2014, co-organisé par le Secrétariat du PAM et les Projets UE MED (PERSEUS, COCONET, DEVOTES et IRIS-SES), tels qu'ils sont présentés à l'Annexe III du présent document.

2.4.2 *Identifier les composantes à risque de la biodiversité*

Les informations compilées concernant la distribution et l'intensité des pressions (actuelles et modelées) devront être évaluées en relation avec la distribution des composantes de la biodiversité dans la zone d'évaluation pour identifier les composantes et les sites qui seraient le plus à risque d'être affectés par les activités humaines.

Cette évaluation devrait:

- a. Identifier ces activités et pressions qui ont présentement ou pourraient avoir les plus grands impacts sur la biodiversité.
- b. Evaluer le degré du risque d'impact en raison des activités humaines (p. ex. en termes d'intensité, de fréquence et d'étendue de pression) sur chaque composante.

c. Utiliser les résultats des points a et b susmentionnés pour compiler un ensemble des composantes de la biodiversité à surveiller et identifier les sites qui représentent une graduation d'un impact élevé prévu à un faible impact ou à un impact zéro/inexistant.

d. Pour les composantes de la biodiversité qui ne sont pas ou ne peuvent pas être directement liées aux pressions connues, envisager le niveau d'évaluation et de surveillance qui serait approprié. Pour les espèces mobiles, il y aurait besoin de la surveillance de l'état, vu qu'un changement de l'état pourrait avoir lieu pour plusieurs raisons, qui sont souvent difficiles à lier directement aux pressions exercées par les activités humaines.

Pour la composante choisie de la biodiversité, le niveau de risque des objectifs non réalisés devrait être évalué pour donner un ensemble priorisé de composantes et de critères à considérer aux fins de la surveillance, en considérant:

a. chaque critère en relation avec les pressions qui seraient exercées, dans l'espace et dans le temps;

b. les types d'impact causés par les pressions.

Par exemple, les pressions exercées sur un type d'habitat en particulier pourraient poser une série de risques à la condition de l'habitat (sa structure et sa composition d'espèces), mais ne menaceraient, en aucun cas, la réduction de la distribution ou l'étendue générale de la zone d'évaluation. Dans de tels cas, la surveillance peut être centrée sur les aspects de la condition de l'habitat/de la communauté.

2.5 Choisir les indicateurs

2.5.1. Identifier le type de surveillance requis

Surveillance de l'état et des pressions

Suite à la production d'une liste priorisée de ces composantes de la biodiversité et des sites géographiques à inclure dans la surveillance et l'évaluation de l'Objectif Ecologique 1, l'évaluation de ces composantes peut être menée à travers la surveillance de l'état de biodiversité, y compris le niveau de tout impact à partir des pressions, à travers la surveillance des pressions en tant que moyen pour évaluer l'état de la biodiversité ou les deux ensemble.

En cas de surveillance des pressions, un fort lien de causalité entre la pression et l'état de la biodiversité doit être établi (la littérature scientifique existante assure la documentation appropriée). Si un tel lien existe, mesurer les pressions pourrait s'avérer une approche plus effective en termes de coûts et apporterait des preuves directes pour informer l'administration. Quand c'est possible, une telle surveillance de pression devrait être accompagné de la surveillance de l'état pour démontrer les changements (améliorations) de l'état résultant de la réduction des pressions (en tant que conséquence des mesures prises); dans cette approche combinée, la surveillance de l'état nécessiterait uniquement d'être à un niveau réduit, à comparer avec les situations où il n'y a pas de surveillance de pression.

Types nécessaires de la surveillance de l'état

Les types nécessaires de la surveillance de l'état devraient être liés aux critères et aux types de l'impact auquel la composante est sujette. Une approche pragmatique par étape devrait être prise pour sélectionner les paramètres de surveillance pour les sites en question, sur la base des connaissances de ce qui suit:

a. L'éventail des composantes de la biodiversité actuelles ou prévues sur les sites d'échantillonnage priorisés;

- b. Les éventuelles réponses de la composante de la biodiversité aux pressions dans la zone sur ces sites d'échantillonnage;
- c. La disponibilité des indicateurs appropriés de ce qui a été mentionné au préalable, avec une référence aux critères internationaux de surveillance, si critères existent

2.5.2. Sélection d'indicateurs

Les étapes précédentes devraient aboutir à une compréhension des critères à évaluer (ceux ayant le risque le plus élevé) en relation avec les objectifs et les conditions de référence pour des composantes particulières. Il s'agit d'une étape typique à cet égard, qui consiste à mesurer des aspects spécifiques de la composante (p. ex. la longueur des poissons, la composition des communautés) et à analyser ces mesures par des moyens particuliers (p.ex. en utilisant certains indices et systèmes métriques) pour accorder une valeur à l'évaluation de l'état. La détermination répétée de ces indicateurs et systèmes métriques avec le temps devrait permettre aux tendances de l'état et du progrès de réaliser les objectifs à évaluer.

Le Groupe de Correspondance Intégré de février 2014 sur les BEE et les Objectifs (Integrated CorGest) du processus de l'EcAp de la Convention de Barcelone a choisi les indicateurs communs suivants à partir de la liste intégrée d'indicateurs adoptée à 18ème Conférence des Parties (COP18), comme une base pour un programme commun de surveillance pour la Méditerranée en relation avec la biodiversité:

1. Aire de distribution des habitats
2. Condition de l'habitat définissant les espèces et les communautés
3. Aire de distribution des espèces (relatives aux mammifères marins, aux oiseaux de mer, aux reptiles marins)
4. Abondance de la population des espèces sélectionnées (relatives aux mammifères marins, aux oiseaux de mer, aux reptiles marins)
5. Caractéristiques démographiques de la population (p.ex. la taille du corps ou la structure de la classe d'âge, répartition mâles/femelles, taux de fécondité, taux de survie/mortalité pour les mammifères marins, les oiseaux de mer, les reptiles marins)

Le nombre d'indicateurs nécessaire à une composante de la biodiversité variera en fonction de l'éventail de risques (pressions) auxquels chacun est confronté et devra envisager les ressources disponibles et l'état des connaissances des indicateurs appropriés. Vu que chaque combinaison de pression priorisée/composante de la biodiversité doit être évaluée, chaque combinaison en fait doit avoir au moins un indicateur (bien que certains indicateurs puissent avoir plusieurs combinaisons pression/composante).

Les indicateurs sélectionnés pour remplir ce rôle devraient impliquer des espèces et des habitats qui sont identifiés comme étant des priorités de conservation par les Conventions Régionales et Internationales en place et par la législation de la Communauté. Ils apporteront également une valeur ajoutée à la surveillance de l'OE1 et tireront pleinement parti des efforts de surveillance en place. En outre, la plupart des sources-points des pressions anthropiques ont des engagements de réglementation et de surveillance juridiquement contraignants.

Afin de sélectionner les indicateurs les plus appropriés pour une composante donnée et une zone d'évaluation donnée, les deux questions suivantes doivent être traitées:

- a. L'état de la composante doit-il être surveillé et évalué directement ou bien est-il plus efficace, en termes de coût de surveiller et d'évaluer la pression ou les pressions qui l'impacte/impactent (quand il y a un lien de causalité bien ancré)?
- b. Y a-t-il des espèces et habitats/communautés particulières au sein de chaque écotype d'espèces ou de type d'habitat prédominant qui pourrait constituer une alternative appropriée à l'état de la composante plus large?

2.6. Définir la périodicité, la stratégie et les techniques d'échantillonnage

La distribution des composantes de la biodiversité et l'évaluation des risques de leur état à partir des phases précédentes, ainsi que l'identification d'indicateurs appropriés, informeront le type du modèle d'échantillon, y compris sa résolution spatiale et temporelle. Les stratégies d'échantillonnage ont besoin d'être conçues pour collecter les preuves nécessaires à l'évaluation de l'état, compte tenu du besoin de faire la distinction entre le changement anthropogénique, d'une part, et les changements dus aux variations environnementales et climatiques. Le niveau de preuves requis devrait être également lié aux exigences pour rapporter tout impact à des activités particulières, et donc informer les décisions quant au besoin de mesures de gestion. Il est vrai que la priorisation en faveur des composantes et des sites de la biodiversité les plus à risque est défendue. Elle devrait toutefois inclure l'échantillonnage de sites considérés comme étant une condition de référence pour faciliter l'interprétation de données de surveillance et permettre la compréhension des changements dans un environnement plus large.

2.6.1. Considération de l'échelle spatiale et temporelle

Echelles spatiales

Dans le cadre de l'évaluation de l'échelle régionale/sous-régionale, deux questions - clés concernant l'échelle ont besoin d'être traitées pour faciliter les évaluations de cet Objectif Ecologique:

- a. Les caractéristiques naturelles de la biodiversité pour les espèces et leurs populations dans le cadre d'une variété d'échelles et de communautés avec le changement du caractère de l'habitat selon la région biogéographique (p.ex. pour le même habitat physique, la composition des espèces de la communauté change avec le changement de site, en raison de différences océanographiques, particulièrement la salinité et la température de l'eau).
- b. Le besoin d'établir des liens effectifs avec les réponses de l'administration, souvent associées à des pressions (ou à des pressions multiples), des sites et des zones administratives particulières.

Il est vrai que l'évaluation générale du BEE est prise en charge par le niveau de la Région ou de la Sous-région marine pour la Méditerranée. Toutefois, il est recommandé:

- a. Qu'un ensemble approprié des zones d'évaluation écologique soit défini, reflétant, d'une manière appropriée, les échelles écologiques présentées par les composantes de la biodiversité dans chaque région/sous-région et les liens à des zones effectives pour les mesures de gestion;
- b. Que ces évaluations soient généralement plus petites que les sous-régions apportées par l'EcAp, afin de refléter les tendances biogéographiques au niveau de la communauté et les modèles de distribution de la population de nombreuses espèces mobiles. Quand les espèces sont vastes et qu'elles ne semblent pas avoir de populations distinctes, il serait approprié d'établir des zones d'évaluation plus grandes que la sous-région, couvrant plusieurs régions si nécessaire.

- c. Que le nombre des zones d'évaluation dans une région/une sous-région soit gardé, en principe, à un minimum, afin d'éviter un processus d'évaluation très compliqué. Les zones d'évaluation devraient apporter une série de zones nichées (plutôt que des zones de chevauchement), si approprié, au niveau des échelles de la région ou de la sous-région.
- d. Afin de mettre en place une approche de gestion centrée sur l'écosystème, les zones d'évaluation doivent être définies selon les critères hydrologiques, hydrographiques, océanographiques et biogéographiques. Vu la complexité des échelles au niveau desquelles la biodiversité est fonctionnelle (particulièrement pour les espèces mobiles), les zones d'évaluation devront représenter relativement des unités écologiques distinctes, chacune reflétant des caractéristiques océanographiques et hydrologiques distinctes au sein de la région/de la sous-région (qui, à leur tour, reflètent des zones biogéographiques différentes). Les systèmes développés pour chaque sous-région doivent être à des échelles et des niveaux comparables de distinction à travers les régions et les sous-régions.
- e. Les Parties Contractantes devront déterminer si les zones d'évaluation écologiques nécessaires à l'OE1 pourraient s'appliquer également à d'autres Objectifs Ecologiques.

Echelles temporelles

La variation écologique a lieu dans le cadre d'un large éventail d'échelles temporelles, particulièrement en fonction des caractéristiques du cycle de vie des espèces (des heures à des décennies), des fluctuations à long terme dans le climat et parfois, de très longues périodes pour que la structure de la communauté se reconstitue après avoir encouru de sévères préjudices (des décennies et des siècles). Les six évaluations annuelles devraient se baser sur des preuves (environnementales et activité/pressions), mises à jour au moins une fois tous les six ans. Toutefois, la périodicité de la collecte des preuves nécessaires pour évaluer d'une manière appropriée les tendances doit être déterminée en fonction des caractéristiques du cycle de vie, des facteurs environnementaux et d'autres facteurs qui causent ou peuvent causer des impacts négatifs. De nombreux aspects des évaluations de la biodiversité auraient besoin de développer davantage les techniques et la compréhension d'un changement en relation avec les facteurs environnementaux et les pressions anthropiques. Faire la distinction entre les pressions anthropiques et d'autres moteurs de changement constitue une question-clé pour effectuer des évaluations effectives et devrait exiger une surveillance plus intensive (et plus fréquente), jusqu'à ce que les relations soient comprises d'une manière appropriée et que la périodicité de la surveillance soit réduite d'une manière raisonnable.

A partir de ces considérations, il est recommandé:

- a. De mettre à jour les preuves (environnementales, mesures de gestion et activité/pression) pour effectuer les six évaluations annuelles du BEE pour le Descripteur avant que chaque évaluation ne soit entreprise;
- b. De déterminer la périodicité de la collecte de preuves selon les taux de changement au niveau des influences naturelles et anthropiques dans la Région/Sous-région;
- c. Que la périodicité de la collecte de preuves soit suffisante pour faire la distinction entre les effets de la perturbation anthropique, d'une part, et la variabilité naturelle et climatique, d'autre part, et le besoin de déterminer le progrès par rapport au programme de mesures;
- d. La fréquence de l'échantillonnage en relation avec les coûts est envisagée avec précaution. Il est vrai que les coûts d'un échantillonnage plus fréquent peuvent être

plus élevés que ceux qui étaient initialement prévus. Toutefois, il serait plus coûteux, à long terme, de procéder à des échantillonnages d'une manière très peu fréquente, si cela aboutit à des conclusions erronées et à un programme de mesures coûteux et déficient, basé sur un programme de surveillance non conçu d'une manière approfondie.

2.7 Méthodologie et normalisation

Des méthodes consistantes pour le suivi à travers la région/la sous-région sont requises. Certaines méthodes sont décrites par les lignes directrices standard internationales, comme l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO) et le Comité Européen de Normalisation (CEN) tels que listés dans l'Annexe V. Quand il existe des lignes directrices appropriées, elles doivent être suivies, à condition qu'elles soient appropriées aux fins de surveillance (p.ex. pour évaluer les critères en relation avec les objectifs et les conditions de référence). Quand elles ne sont pas disponibles, les procédures opérationnelles utilisées doivent être compatibles avec les méthodes décrites dans la littérature scientifique pour les composantes ou les indicateurs biologiques pertinents. Une description détaillée des procédures devrait être développée par les laboratoires participants et, au moins, normalisée entre les collaborateurs à travers la sous-région, par exemple durant la synergie avec d'autres efforts de surveillance et de recherche en cours.

Les réseaux internationaux et interdisciplinaires à grande échelle, à l'instar de MarBEF², ont fait la lumière sur le besoin d'évaluer la biodiversité à l'échelle des écosystèmes, plutôt que dans des zones localisées. Toutes les activités de surveillance doivent, si possible, viser à contribuer à de tels systèmes d'évaluation à grande échelle couvrant les Mers Régionales. A cette fin, la méthodologie et les approches pour les indicateurs sélectionnés doivent être crédibles, reproductibles et, autant que possible, inter-comparables entre les opérateurs à travers les Mers Régionales.

L'Annexe V apporte davantage d'informations concernant les approches méthodologiques pour la surveillance des composantes de la biodiversité.

2.8. Contrôle de Qualité / Assurance de Qualité (CA/AQ)

Ce qui suit a été modifié à partir d'ISO 16665 et s'applique à toutes les formes de surveillance biologique.

Les mesures de l'assurance de qualité et du contrôle de qualité doivent être incorporées durant toutes les étapes des programmes d'échantillonnage et de traitement d'échantillons. Ces principes aident à garantir que toutes les données produites sont d'une qualité spécifique et que toutes les parties du travail sont menées d'une manière standardisée et inter-comparable. Ainsi, toutes les procédures seront clairement décrites et effectuées d'une manière ouverte, de manière à ce que toutes les activités de laboratoire puissent être vérifiées, d'une manière interne et externe, à tout moment.

L'objectif général consiste à assurer la traçabilité et la documentation entière des échantillons et des équipements depuis le début jusqu'à la fin à partir de l'échantillonnage, le transport d'échantillons, le déchargement d'un navire de sondage (le cas échéant), le placement au sein d'un entrepôt d'échantillons et leur récupération de l'entrepôt, jusqu'au traitement des échantillons, l'élaboration de rapports et l'archivage final.

Pour quelques composantes de la biodiversité, comme la faune benthique, l'assurance internationale de la qualité et/ou les plans des cycles d'essais sont bien établis (p. ex. BEQUALM). Certains plans nationaux approuvés existent. Pour d'autres composantes, les

² www.marbef.org

plans d'assurance - qualité spécifiques peuvent manquer. Dans ce cas-là, des modifications appropriées peuvent être développées.

Un plan d'assurance de qualité/contrôle de qualité devrait comprendre ce qui suit:

- a. formation et registres de formation;
- b. traçabilité du travail et des échantillons;
- c. pratiques normalisées tout au long du processus;
- d. calibration des procédures ou des équipements d'échantillonnage et de traitement d'échantillons;
- e. vérification interne et externe, également appelée les plans analytiques du contrôle de la qualité;
- f. mises à jour de la littérature;
- g. collections de références ou de bons (où les spécimens sont collectés; photographies ou autres documentations pour un échantillonnage non-destructif)

3. Approches déterminant les lignes de base

Les approches pour déterminer les lignes de base sont décrites ci-dessous, sur la base d'OSPAR (OSPAR, 2012):

- a. Méthode A (état de référence, avec des impacts négligeables) - Les lignes de base peuvent être déterminées comme un état où les influences anthropiques sur les espèces et les habitats sont considérées comme négligeables. Cet état est alors connu comme étant une 'condition de référence'.
- b. Méthode B (état passé) - Les lignes de base peuvent être déterminées comme un état dans le passé, sur la base d'un ensemble de données dans le cadre d'une série temporelle pour une espèce ou un habitat spécifique, sélectionnant la période dans l'ensemble des données, ce qui reflète les conditions les moins affectées;
- c. Méthode C (état actuel) - La date d'introduction d'une politique environnementale ou d'une première évaluation peut être utilisée en tant qu'état de ligne de base. Vu qu'il s'agit d'un état déjà détérioré de la biodiversité, l'objectif associé comprend, d'une manière typique, une expression d'une plus grande détérioration à partir de cet état.

Dans le cadre de l'application de ces méthodes, il est important de prendre en compte la dynamique de l'écosystème et la variation climatique, vu que ces processus peuvent aboutir au changement avec le temps, par exemple, dans la distribution d'une espèce ou la composition d'une communauté. Pour cette raison-là, l'utilisation des lignes de référence (et des objectifs déterminés comme une déviation d'une ligne de base) devrait viser à refléter un état de biodiversité en harmonie avec les 'conditions physiographiques, géographiques et climatiques en place' (JRC, 2010).

Méthode A - Ligne de base en tant qu'état au niveau duquel les influences anthropiques sont considérées comme négligeables

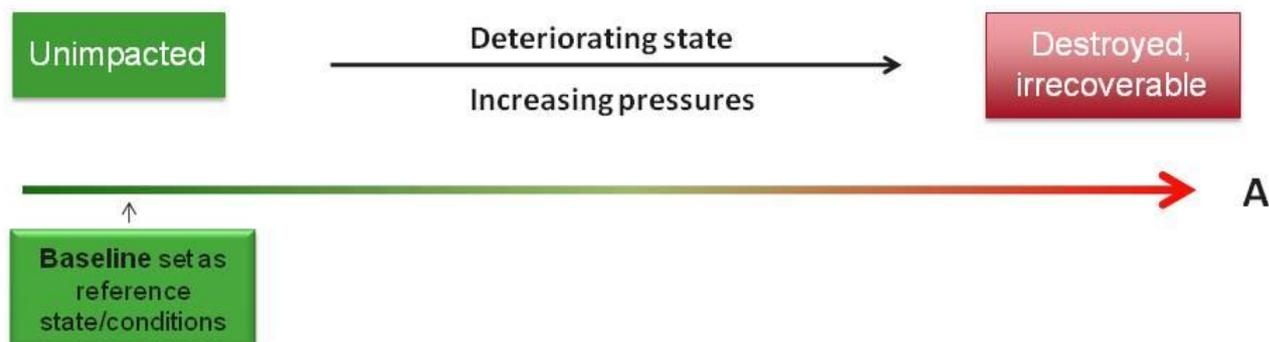


Figure 1. Méthode de ligne de base A – comme un état au niveau duquel les influences anthropiques sont négligeables (état de référence).

Il existe trois options pour déterminer les lignes de base comme un état au niveau duquel les influences anthropiques sont considérées comme négligeables (Figure 1). Il est reconnu qu'il n'est pas possible de déterminer, d'une manière indisputable, les valeurs de référence 'non-affectées', que ce soit à travers les données historiques/de modélisation ou à travers les zones marines où les effets humains sont actuellement à leur niveau minimal.

i. Etat de référence en place

La première approche consiste à utiliser les informations actuelles portant sur les espèces et les habitats à partir de zones où les pressions humaines sont considérées comme négligeables ou inexistantes (par exemple, dans certaines zones protégées marines). Il peut ne pas y avoir des zones de référence contenant exactement les espèces et les habitats pour lesquels les objectifs doivent être déterminés. Mais il est possible d'utiliser un habitat ou une espèce analogue.

Cette approche est une base scientifiquement robuste pour déterminer les lignes de base, faisant état de conditions de référence dans les conditions physiographiques, géographiques et climatiques en place. Il s'agit également d'une approche relativement transparente et compréhensible qui peut apporter des données précises sur la composition des espèces et leur abondance relative. Toutefois, sa fermeté dépend de l'existence de zones ayant un impact négligeable, comprenant des espèces et des habitats qui sont les mêmes ou très similaires à ceux à évaluer dans le cadre de l'EcAp. Il devrait y avoir quelques zones réellement non affectées dans la Méditerranée. Bien que les réseaux des zones marines protégées soient développés davantage, des zones supplémentaires peuvent éventuellement être considérées comme dans un 'état de référence' (au moins pour les habitats et les espèces à faible mobilité).

ii. Etat de référence historique

La seconde approche consiste à utiliser des informations historiques pour identifier l'aspect d'un habitat/d'une communauté d'espèces à un moment où les impacts des activités humaines étaient négligeables. Ces informations peuvent être trouvées dans une variété de sources, telles les récits historiques, les anciennes cartes, les registres de la pêche et de la pêche à la balance, les registres des bateaux et des informations archéologiques, comme les restes d'arêtes de poisson.

En l'absence d'informations sur l'état de référence présent, cette méthode³ offre un moyen de déterminer l'état de référence de la biodiversité. Mais cette méthode devrait générer des informations qualitatives, en majorité, portant sur la composition et l'abondance des espèces.

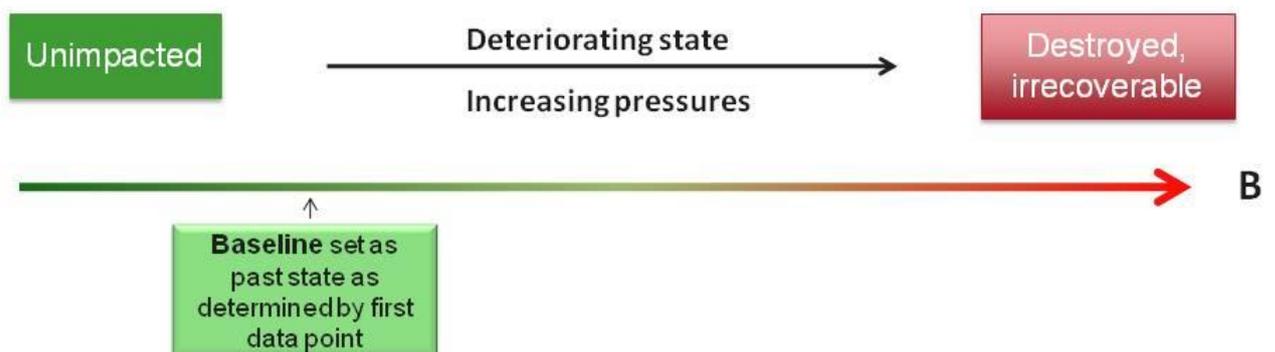
Cette approche apporte une base ferme relativement scientifique pour déterminer les lignes de base, en fonction de la qualité et de la quantité des données disponibles, ainsi que le jugement d'expert utilisé dans l'interprétation de ces données. Il s'agit d'une approche compréhensible, mais peut-être moins transparente que la Méthode Ai. Le temps nécessaire pour appliquer cette approche dépend du degré au niveau duquel les programmes d'archivage des données et des recherches peuvent répondre aux besoins en données de l'EcAp. Les changements climatiques et les dynamiques de l'écosystème (p.ex. relation prédateur-proie) depuis qu'ils étaient considérés comme un point de référence doivent s'inscrire dans le cadre de toute définition finale d'un état de référence.

iii. Modélisation d'un état de référence

Une troisième approche pour déterminer une ligne de base est fondée sur la modélisation⁴ d'états de référence. Cette approche est intrinsèquement liée à l'approche (ii), ces modèles dépendant des informations historiques et actuelles pour développer un état théorique des écosystèmes non affectés dans le cadre des conditions climatiques actuelles.

Comme c'est le cas avec l'approche (ii), la rigueur scientifique de cette option a le potentiel d'être modérée, voire élevée, en fonction de la nature de l'exercice de modélisation, particulièrement en ce qui concerne la qualité des données fournies. Elle offre la possibilité d'introduire des scénarios de climat actuels et futurs et leur impact sur l'état de la biodiversité. Toutefois, il s'agit de l'approche la moins transparente et la moins compréhensible parmi les trois approches. Cette approche présente une autre limitation, celle du temps. A moins que les programmes en place ne répondent aux besoins de l'EcAp, il est peu probable que le nouveau travail de modélisation ait lieu dans les cadres temporels requis. Toutefois, il s'agit d'une approche qui peut être considérée comme faisant partie de la série de rapports à l'avenir.

Méthode B - Ligne de base déterminée dans le passé



³ L'Histoire des Populations d'Animaux Marins (HMAP), qui est la composante historique du Recensement de la Vie Marine (CoML), est un projet de recherche centré sur cette approche. L'interprétation des changements dans les populations marines durant les 500-2000 ans passés dote les chercheurs d'une ligne de base qui remonte à bien loin avant l'avènement de la technologie moderne ou avant l'impact humain significatif sur les écosystèmes.

⁴ Ce type de travail de modélisation pour la reconstruction de l'écosystème est en cours de développement au sein des académies, comme dans les Universités de la Colombie Britannique, de Dalhousie et de Chicago.

Figure 2. Méthode de ligne de base B – en tant qu'état déterminé dans le passé (souvent quand la surveillance a commencé).

La seconde méthode consiste à déterminer un état passé comme ligne de base (Figure 2), fondé sur un ensemble de données de séries temporelles pour une espèce ou un habitat spécifique. Le jugement d'un expert est nécessaire pour sélectionner la période dans un ensemble de données qui reflèterait les conditions les moins affectées; il pourrait s'agir du premier point de données dans le cadre d'une série temporelle, à condition qu'il s'agisse de l'état le moins affecté de la série temporelle. Il est important de noter que ce premier point de données ne vise pas à représenter un état de référence/non affecté, mais simplement quand l'enregistrement des recherches ou des données portant sur un habitat ou une population d'espèce spécifique est entamé.

Il s'agit d'une approche ferme dans le sens qu'elle se base sur une série temporelle de données scientifiques qui devraient montrer comment l'état d'une caractéristique a changé avec le temps; toutefois, elle peut être limitée par la qualité et la quantité des données (par exemple, si la série temporelle est plutôt courte). Il s'agit d'une approche directe et compréhensible, mais les objectifs en émergeant risquent d'être fondés sur un scénario déjà affecté d'une manière significative. Cette approche est parfois désignée par 'le syndrome de la ligne de base glissante'⁵, où chaque génération, au début de sa carrière, redéfinit ce qu'elle considère comme étant un environnement marin 'sain', ce qui pourrait représenter des changements significatifs par rapport à l'état original du système.

Chaque série temporelle a besoin d'une évaluation d'expert pour déterminer si le premier point/la première période (ou tout(e) autre point/période) dans la série temporelle est choisi(e) comme point de référence, prenant en considération les changements dans les pressions associées avec le temps et au niveau d'autres facteurs pertinents.

Méthode C - Ligne de base actuelle

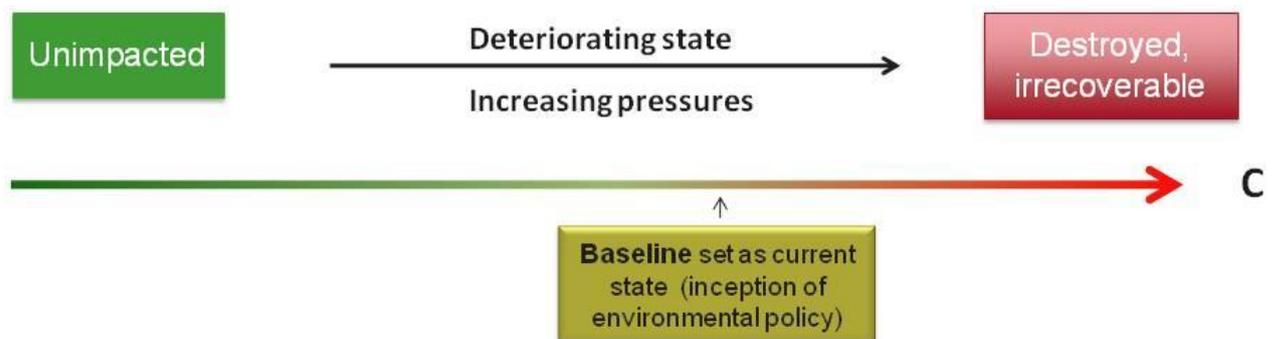


Figure 3. Méthode de la ligne de base C – comme l'état actuel p.ex. lors de l'élaboration d'une politique ou d'une première évaluation.

⁵ Tel que décrit par Pauly, D (1995) "Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries." Trends in Ecology and Evolution, 10(10):430.

Finalement, les lignes de base peuvent être déterminées à partir de la date d'élaboration d'une politique environnementale particulière ou de la première évaluation de l'état (Figure 3). Cette approche a été utilisée dans le contexte de la Directive Habitats, où la date à laquelle la Directive est entrée en vigueur a été utilisée par de nombreux pays européens comme étant la ligne de base pour des valeurs de référence favorables⁶. Ce type de ligne de base est typiquement utilisé dans l'objectif de prévenir toute détérioration supplémentaire de l'état actuel; il se peut qu'il y ait également un objectif pour améliorer l'état à partir d'une telle ligne de base (vers un état de référence).

Bien que cette approche soit rapide, pratique et transparente, elle ne présente pas de rigueur scientifique, vu que l'état actuel puisse représenter un large éventail de conditions dans les eaux de mer régionales. Cette approche pourrait être appropriée quand il est déterminé qu'un BEE a déjà été réalisé et ne nécessite, en conséquence, qu'un "entretien" dans le cadre de l'EcAp. Toutefois, cette approche n'est pas considérée comme appropriée quand la détérioration ou la dégradation a déjà eu lieu. En outre, il existe un risque significatif de succomber au 'syndrome de la ligne de base glissante' tel que décrit ci-dessus. Cette méthode est généralement plus appropriée à être utilisée pour déterminer les lignes de base pour les pressions.

Recours à un jugement d'expert

Le jugement d'expert peut être utilisé pour compléter les informations déjà disponibles à partir d'autres méthodes ou rassembler les informations disparates pour apporter une interprétation d'expert, par exemple, sur les types d'espèces qui pourraient raisonnablement émerger au sein d'une certaine communauté. L'application du jugement d'expert devrait, quand c'est possible, suivre les règles prédéfinies, comme suit:

- le jugement d'expert doit être compréhensible et sain/correct d'une manière scientifique pour toute personne concernée;
- un nombre approprié d'experts compétents, de préférence à partir d'une majorité des Parties Contractantes, doit être impliqué;
- la procédure appliquée et le résultat final doivent être transparents et documentés d'une manière appropriée.

Si l'application de telles règles ne peut être garantie, les résultats de ce jugement d'expert ne seront pas reproductibles et crédibles et devront, par conséquent, être évités. A cette condition, compter sur le jugement d'expert est le plus approprié quand il est associé à d'autres méthodologies pour déterminer la ligne de base (particulièrement la méthode A), par opposition à une technique distincte pour déterminer la ligne de base. L'évaluation de la qualité à travers un panel d'experts est toujours préférable au recours au jugement d'un expert - la confiance dans les conclusions devrait augmenter avec le nombre d'experts consultés.

4. Surveillance des indicateurs communs de la biodiversité

4.1. Elaborer une aire de distribution des habitats

4.1.1 Situer et évaluer les habitats benthiques

L'identification des sites d'habitat dans les zones maritimes loin du littoral doit être basée sur des données géologiques, hydrologiques, géomorphologiques et biologiques plus générales que dans le cas des zones terrestres et côtières. Quand le site des types d'habitat sous-littoral n'est pas déjà connu, les zones peuvent être localisées en deux étapes par le biais

⁶ Les valeurs de référence favorables de la Directive des Habitats sont, au minimum, l'état écologique prévalent quand la Directive est entrée en vigueur. Toutefois, dans l'Article 17 sur l'orientation de l'évaluation et des rapports conformément à la Directive des Habitats, il est reconnu que les données historiques et le jugement d'expert peuvent être également utilisés pour aider à définir ces valeurs.

des données disponibles. Des informations océanographiques ou géophysiques à une échelle plus large sont souvent disponibles pour de larges zones d'eaux et peuvent être utilisées, dans une première étape, dans la sélection des sites en contribuant à identifier la localisation des habitats potentiels. La deuxième étape consiste à utiliser des recherches d'informations centrées ou de nouvelles études, visant ces zones spécifiques, où les informations existantes montrent qu'un type d'habitat est présent ou devrait être présent. Cette approche est particulièrement utile pour les Parties Contractantes avec de larges zones maritimes et des eaux profondes où les informations biologiques détaillées devraient être faiblement distribuées. La collecte de données devrait impliquer l'examen des données et des archives scientifiques des parties prenantes concernées dans les académies, le gouvernement, les ONG et les industries concernées. Ces informations peuvent inclure des graphiques historiques portant sur les caractéristiques pertinentes des fonds marins et sur les zones de pêche. Les deux étapes comprennent:

1. Utiliser les informations physiques disponibles, cartographiées à une échelle régionale, comme les données géologiques modelées des fonds marins, les données bathymétriques, les données océanographiques physiques, les chartes navales ou de navigations (quand elles montrent le type de fonds marins), pour prévoir la localisation du type d'habitat éventuel.

2. Améliorer et ajouter ces informations en utilisant des ensembles de données de télédétection plus localisés, comme le sonar à balayage latéral, les études du système de discrimination acoustique du fond (AGDS), le levé bathymétrique multifaisceaux, des photographies aériennes ou des images par satellites (pour certains habitats dans des eaux de très faible profondeur uniquement, comme les herbiers marins ou les fonds maërl). De telles données détectées à distance auront besoin d'être validées sur le terrain (in situ) par un échantillonnage direct des sédiments et/ou du biote (échantillonnage aléatoire/carottage, relevé en plongée, chalutage benthique) ou par l'observation à distance (vidéo, photographie, VST [Véhicule Sous-Marin Télécommandé]). Pour obtenir des informations supplémentaires à cet égard, voir Tableau A3 dans l'Annexe V et un examen dans Cogan et al (Cogan et al., 2007). Le Projet MESH a développé une série de Lignes Directrices Opérationnelles Recommandées⁷ pour décrire le meilleur moyen afin d'utiliser chaque technique dans une cartographie d'habitat marin.

Outre la validation in situ, les données obtenues de l'échantillonnage direct sont également utilisées pour évaluer le biote du type d'habitat d'une manière directe.

La cartographie et le relevé des habitats marins sont devenus de plus en plus communs et répandus durant les 10-20 dernières années, motivés par l'avancement de la technologie et la demande croissante pour ce type d'informations. Il est vrai que l'objectif de la cartographie varie d'une manière considérable (p.ex. évaluations environnementales de l'industrie, conservation, pêche, planification). Toutefois, les techniques fondamentales et le type de données collectées ont de nombreux dénominateurs communs. Les cartes des habitats de l'environnement marin sont nécessaires pour mieux comprendre la distribution et l'étendue des habitats marins, dans les aires spécialement protégées et dans l'environnement plus vaste. Les connaissances de la distribution et de l'étendue des habitats marins servent à établir des approches raisonnables pour les besoins de conservation de chaque habitat et à faciliter une meilleure gestion de l'environnement marin à travers la compréhension de la manière avec laquelle des activités humaines particulières sont entreprises à l'égard des habitats marins.

Avec la pression croissante exercée sur notre environnement marin offshore et côtier à travers les activités industrielles et de plaisance, de nouvelles méthodes et technologies ont

⁷ <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1915>

été développées dans les dernières années pour permettre une évaluation rapide du site. Parmi ces technologies, l'écho-sondage multifaisceaux, le sonar de balayage latéral et le système de discrimination acoustique du fond. Ces techniques de télédétection, associées aux techniques de validation in situ, telles l'échantillonnage aléatoire de sédiments, le remorquage de caméras et le dragage, peuvent être utilisées pour créer des cartes d'habitats détaillées.

Pour combler les écarts entre les cartes d'habitats restreintes et détaillées, des cartes d'habitats prédictives à une échelle plus grande ont été élaborées à partir de catégories physiques plus larges. Le projet UKSeaMap 2010⁸ a récemment mis à jour une carte d'habitats de fonds marins pour l'ensemble de la zone du plateau continental du Royaume Uni par le biais de cette méthode.

En recourant à une approche très similaire, le projet EUSeaMap⁹ a récemment produit une carte d'habitats des fonds marins pour environ 2 millions de kilomètres carrés de fonds marins européens à travers la Mer du Nord, la Mer Celtique, la Mer Baltique et la Méditerranée occidentale. Un exercice similaire est actuellement élaboré pour l'ensemble de la Méditerranée dans le cadre du Réseau Européen d'Observation du milieu marin et de collecte de données (EMODnet¹⁰), effectuant une cartographie des pressions et des types d'habitats des fonds marins centrée sur les zones protégées, qui devrait se terminer en 2016.

4.1.2. *Evaluation de l'état de la zone d'habitats benthiques*

Afin d'évaluer le statut de la zone, nous avons besoin de considérer deux caractéristiques principales de la zone: tout d'abord, la taille de la zone par rapport à la taille de la zone de référence favorable et, ensuite, la tendance de la zone. Une zone de référence favorable peut être considérée comme une zone où toutes les variations écologiques significatives de l'habitat sont comprises pour une région biogéographique donnée et suffisamment large pour permettre la survie à long terme de l'habitat. Toutefois, il est à noter que la zone est rarement le seul paramètre responsable d'une évaluation générale non favorable, vu que les changements dans la zone sont toujours accompagnés de changement dans l'aire d'un type d'habitat. Les estimations de tendance pour les changements dans la distribution des habitats seraient statistiquement plus robustes qu'un cycle d'évaluation. Il est ainsi recommandé de mener deux cycles d'évaluation, soit 12 ans. La période recommandée pour évaluer les tendances à un plus long terme s'étale sur quatre cycle d'évaluation (24 ans).

La zone des habitats naturels représente, d'une manière générale, les limites spatiales de chaque habitat. Elle n'est pas identique aux localités précises où l'habitat s'installe d'une manière permanente. De telles localités en fait peuvent être, pour de nombreux habitats, inégales et incohérentes (p.ex. les habitats peuvent ne pas être répartis d'une manière uniforme) dans leur zone naturelle. La zone naturelle telle que définie dans ce contexte-là n'est pas statique, mais dynamique: elle peut se rétrécir et s'élargir. La zone naturelle peut également être dans un état non favorable pour un habitat. Elle peut être donc insuffisante pour permettre l'existence de cet habitat à long terme. Quand un habitat se répand d'une manière naturelle vers une nouvelle aire, cette dernière doit être considérée comme faisant partie de la zone naturelle. Similairement, la restauration ou la gestion des aires d'habitats peuvent contribuer à l'expansion d'un habitat, et par conséquent de sa zone.

⁸ <http://jncc.defra.gov.uk/ukseamap>

⁹ <http://jncc.defra.gov.uk/euseamap>

¹⁰ <http://www.emodnet-mediterranean.eu/project/>

4.1.3. *Evaluer les paramètres individuels*

La zone est définie comme étant 'les limites externes de l'ensemble de l'aire où un type d'habitat se trouve actuellement'. Elle peut être considérée comme une enveloppe où s'implantent les aires effectivement occupées.

La zone doit représenter un paramètre approprié pour évaluer les aspects spatiaux du statut. Toutefois, la composante spatiale est également comprise dans d'autres paramètres, notamment l'aire pour les types d'habitats. La 'zone', de son côté, doit être capable de décrire et de détecter les changements dans l'étendue de la distribution.

La zone est un paramètre technique qui permet l'évaluation de l'étendue et des changements dans le type d'habitat. La zone doit également être calculée sur la base de la carte de la distribution actuelle, par le biais d'un algorithme standardisé. Il est nécessaire, en effet, d'avoir un processus standardisé pour garantir la reproductibilité du calcul de la zone, qui consiste en deux étapes:

1 Comblent les écarts en utilisant un ensemble de règles défini au préalable déterminant le moment auquel deux grilles/points de distribution se retrouveront pour former un seul polygone de zone et où un écart dans la zone sera maintenu.

2 Les polygones créés en comblant les écarts seront ensuite adaptés aux paramètres environnementaux pour éviter la zone couvrant les aires qui ne sont pas possibles, telles la zone d'un habitat marin comprenant les aires terrestres.

Les Parties Contractantes peuvent utiliser leurs propres méthodes pour calculer les zones si leurs données de distribution utilisent une grille proche de 10x10 km². Les principales exigences sont la reproductibilité de l'estimation et la sensibilité des changements spatiaux de la distribution.

La zone doit exclure les principaux écarts qui sont naturels, p. ex. causés par les facteurs écologiques. Ce qui est considéré comme un écart naturel dépend largement des caractéristiques écologiques du type d'habitat et du caractère du paysage avoisinant.

Le choix de la distance recommandée entre les écarts correspond à la définition d'une zone comme une enveloppe généralisant la distribution avec des écarts majeurs exclus, appropriée pour détecter des changements à grande échelle au niveau de la distribution. Un écart d'au moins 40–50 km est proposé comme un écart dans la zone. Cette valeur peut être modifiée sur la base d'un jugement d'expert. Une zone calculée avec des distances d'écartement plus larges (40–50 km) est plus sensible aux changements en marge de la distribution et des changements à grande échelle dans les limites extérieures de la distribution. Par ailleurs, la zone calculée avec des distances d'écartement plus petites (20 km) est sensible aux changements à des échelles inférieures.

En général, les données de distribution seront fournies sous forme de présence sur une grille de 10 x 10 km. Techniquement parlant, la zone sera calculée par le remplissage des grilles inoccupées entre les cellules de distribution. Une distance d'écartement devra être considérée comme étant deux grilles de distribution qui ne seront pas réunies pour former un polygone simple, une composante de la zone.

4.1.4 *Déterminer la ligne de base et le niveau de référence*

Pour chaque type d'habitat, une ligne de base de la zone doit être déterminée, ainsi que la zone naturelle du type d'habitat.

L'état de référence est recommandé comme l'approche préférée afin de déterminer les lignes de base des habitats benthiques. Afin d'établir une ligne de base pour cet indicateur, il

est prévu que les informations portant sur la zone naturelle de l'habitat (basée, par exemple, sur les données historiques) seront nécessaires. Quand c'est possible, les informations peuvent être collectées par le moyen de données/de cartes historiques ou par le recours aux informations à partir d'états non perturbés dans certaines Aires Marines Protégées ou dans des aires ayant un très faible niveau de perturbation. Si la détermination de l'état de référence n'est pas possible, le jugement d'expert devra être utilisé en accordant une importance particulière à l'état actuel. L'approche pour développer des lignes de base doit être applicable à tous les types d'habitat, si possible, vu que les méthodologies doivent être standardisées.

4.1.5 Déterminer les limites du BEE

Il est nécessaire de tenir de plus amples discussions pour confirmer les limites du BEE applicables à cet indicateur. Il est recommandé que l'objectif soit une déviation d'une ligne de base donnée spécifique. En tant qu'exemple dans le cadre de la Directive Européenne Habitats, si plus de 25% de l'étendue de l'habitat est endommagée (structures et fonctions spécifiques, y compris les espèces typiques), l'habitat est classé comme 'Mauvais-Défavorable'. En outre, une considération particulière du niveau de résolution de l'évaluation et la considération des habitats d'une importance spécifique au sein des sites représentatifs (comme les terrains d'alimentation et de reproduction des espèces mobiles) sont recommandées quand il s'agit de développer davantage ou de revoir cet indicateur.

4.2 Elaborer la condition de l'habitat définissant les espèces et les communautés

4.2.1 Elaborer la composition typique des espèces benthiques

Le concept des "espèces typiques" émerge de la relation de l'état de conservation des habitats naturels par rapport à leur distribution, leur structure et leurs fonctions naturelles à long terme, ainsi qu'à la persistance à long terme de leurs espèces typiques au sein du territoire concerné. Ainsi, les espèces typiques doivent être dans un état de conservation favorable (ECF) comme une condition pour que leur habitat soit dans un état de conservation favorable. Il incombe, aux Parties Contractantes, de définir les listes des espèces typiques et de déterminer les objectifs pour leur présence.

La composition des espèces typiques comprend les macrozoobenthos (les invertébrés aquatiques) et les macrophytes, en fonction du type de l'habitat (p.ex. les macrophytes qui ne se trouvent pas dans des eaux aphotiques plus profondes).

Deux objectifs différents sont couverts dans le cadre de cet indicateur, qui sont (1) son application en tant qu'indicateur de la condition de l'état par le biais d'une liste non pondérée des espèces typiques des communautés de l'habitat et (2) son application en tant qu'indicateur spécifique de pression en incluant les espèces sensibles à la pression. Vu que cela comprend l'utilisation de différentes approches méthodologiques, cet indicateur doit être considéré comme un concept général, couvrant différents indicateurs spécifiques.

4.2.1.1.1 Paramètre/métrique

La sélection du paramètre pertinent et le développement de la métrique dépendent largement de l'habitat choisi et de sa réaction aux pressions. Il est à signaler que la variabilité naturelle de la composition des espèces dans l'espace et le temps doit être considérée quand il s'agit de développer l'indicateur davantage.

Pour les indicateurs de condition d'état [non spécifiques], une simple liste d'espèces par habitat constitue un paramètre approprié. Les inventaires d'espèces peuvent varier au niveau local, même si l'habitat est similaire. La liste (et le caractère peut-être) des espèces

typiques doit donc être définie par type d'habitat en ce qui concerne une aire géographique particulière (biorégion) et doit être mise à jour tous les six ans. Les espèces figurant dans ces listes devraient comprendre deux aspects:

- la réflexion de l'état (en énumérant les habitats - les espèces typiques de la communauté)
- la réflexion de la pression (en incluant les espèces particulièrement sensibles aux pressions auxquelles les habitats sont exposés)

Les espèces ayant une espérance de vie longue et celles ayant une valeur fonctionnelle et structurelle élevée pour la communauté doivent être, de préférence, comprises. Mais la liste des espèces typiques peut également contenir de petites espèces et des espèces ayant une espérance de vie courte si de telles espèces caractéristiques s'implantent dans l'habitat dans des conditions naturelles.

4.2.1.2 Ligne de base et niveau de référence

Pour déterminer la ligne de base, l'utilisation de l'état actuel peut être inappropriée si les habitats sont en fait soumis à des pressions humaines élevées et que les sites de référence ne sont pas disponibles. L'utilisation de l'état passé peut être le moyen plus approprié, vu que la définition d'un état de référence des habitats de la Méditerranée peut s'avérer problématique.

4.2.1.3 Déterminer les objectifs / les limites du BEE

L'objectif général consiste à aboutir à un ratio espèces typiques et/ou caractéristiques similaire aux conditions de la ligne de base de toutes les communautés considérées.

En cas d'utilisation de listes d'espèces aux habitats spécifiques, cela peut être appliqué en déterminant une certaine valeur de pourcentage pour déterminer le BEE. Cette valeur seuil doit être spécifique à l'habitat et adaptée au niveau régional au vu de la variabilité naturelle de la composition des espèces par type d'habitat et par biorégion; la liste a également besoin d'être adaptée à la méthodologie (et à l'effort) d'échantillonnage à utiliser (p.ex. vidéo, échantillonnage aléatoire). Ainsi, l'importance des descriptions exactes des méthodologies utilisées pour garantir la comparabilité et la reproductibilité doit être soulignée. De même, pour la vérification de la comparabilité, il est nécessaire d'identifier au préalable les régions biogéographiques ayant des compositions d'espèces communes dans les mêmes habitats.

4.2.1.4 Etendue spatiale

Cet indicateur est applicable à toutes les régions. Les listes des espèces typiques doivent être développées sur une échelle sous-régionale (ou au niveau de la biorégion au sein de chaque sous-région) pour chaque biotope.

4.2.1.5 Conditions de surveillance

Les espèces typiques ont été déjà sélectionnées par, p.ex. plusieurs Parties Contractantes pour les types d'habitat énumérés afin de remplir les conditions d'évaluation dans le cadre de la Directive Habitats. De plus, l'aire côtière jusqu'à 1 mille marin offshore est déjà couverte par ces Parties Contractantes dans le cadre de la Directive - Cadre sur l'Eau. Ainsi, l'indicateur est disponible pour des habitats benthiques considérables au sein de ces aires et est déjà couvert par la surveillance et l'évaluation par le biais d'une métrique appropriée. Déjà en 2009, la Réunion des Experts de MED POL sur les Eléments de Qualité Biologique (UNEP/DEPI/MED WG. 342/3) a recommandé l'application de la métrique développée et testée dans le cadre de la Directive-Cadre sur l'Eau pour être utilisée par toutes les Parties

Contractantes. Ailleurs, dans d'autres types d'habitats larges et extensifs, dans certaines régions, il y aurait besoin d'un travail de développement.

Ces efforts et méthodes requis dépendent énormément du type d'habitat (et les espèces sélectionnées) à traiter. Les larges espèces épibenthiques attachées aux substrats solides sont surveillées de préférence par des méthodes optiques non destructives, comme la vidéo sous-marine. Les communautés endobenthiques sont échantillonnées par des bennes ou des carottiers standardisés qui sont communément utilisés dans les programmes de surveillance marine.

4.2.1.6 Ressources nécessaires

La liste des ressources requises comprend:

- Des vaisseaux de recherche, appropriés pour le travail du sous-littoral au bathyal, en fonction de la sous-région;
- Des équipements appropriés (prise d'échantillons par carottes ou bennes, ou par dragage, systèmes de caméra sous-marins, etc.) pour la collecte d'échantillons de la zone intertidale à la zone bathyale;
- Infrastructure de laboratoire pour analyser les échantillons (p.ex. microscopes, échelles).

Un personnel qualifié, particulièrement des taxonomistes expérimentés, est requis pour le travail de terrain et le travail de laboratoire afin de garantir la qualité dans la précision de l'échantillonnage, la cohérence des données avec le temps, l'analyse de données significatives et l'interprétation de résultats.

4.2.1.7 Travail complémentaire

Les étapes suivantes sont essentielles pour la mise en œuvre:

1. Identifier les listes des espèces existantes des Parties Contractantes et en vérifier la cohérence dans les régions biogéographiques
2. Identifier les espèces typiques et caractéristiques pour le reste des régions biogéographiques/des habitats et réévaluer les listes des espèces chaque six ans
3. Définir les lignes de base des habitations et des régions biogéographiques
4. Formuler une claire description des efforts et des méthodologies d'échantillonnage requises
5. Définir une valeur seuil pour déterminer le BEE dans le reste des habitats/des bio-régions

4.2.2 *Elaborer des Indices Biotiques Benthiques*

Vu que les macrophytes marines benthiques (herbiers marins et macroalgues) sont essentiellement des organismes sessiles, ils répondent en effet directement à l'environnement aquatique abiotique et biotique, et représentent, ainsi, des indicateurs sensibles de changement. Les herbiers marins sont les composantes-clés des écosystèmes marins côtiers et de nombreux programmes de surveillance de par le monde évaluent la santé des herbiers marins qu'ils considèrent comme des indicateurs de l'état environnemental.

Les herbiers marins et les invertébrés benthiques à fonds mous sont traditionnellement utilisés dans la Méditerranée pour l'évaluation de la qualité de l'environnement et plusieurs

indices ont déjà été largement appliqués par les Pays Contractants Méditerranéens, Etats membres de l'UE, et comparés dans le cadre du Groupe d'inter-étalonnage géographique méditerranéen de la Directive-Cadre de l'UE sur l'Eau (MEDGIG) alors que deux indices ont été également basés sur les macroalgues et comparés dans le cadre du groupe MED GIG. Déjà en 2009, la Réunion des Experts de MED POL sur les Eléments de Qualité Biologique (UNEP/DEPI/MED WG. 342/3) a recommandé l'application des indices benthiques développés et testés dans le cadre de la Directive-Cadre sur l'Eau destinés à être utilisés par toutes les Parties Contractantes. A cette fin, le cours de formation spécifique au projet PERSEUS 2015 visant les pays du Sud de la Méditerranée peut être utilisé.

Les indices basés sur les herbiers marins utilisent des espèces sensibles sélectionnées et la métrique relative aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système. Pour les indices basés sur les macroalgues, les échantillons d'espèces et de communautés sont classés par catégorie de vulnérabilité à la perturbation.

La plupart des indices invertébrés benthiques sont des indices de taxa d'indicateurs (ou espèces) et des indices biotiques qui sont basés sur la théorie du groupe écologique, constituant jusqu'à cinq groupes écologiques selon leur vulnérabilité au gradient de stress croissant. Ces indices sont basés sur le modèle de Pearson & Rosenberg (1978) qui prévoit une succession d'espèces tout au long d'un gradient de matière organique.

D'autres indices combinent les indices biotiques avec les indices de diversité à une variable, comme l'index de diversité Shannon–Wiener. Au sein du MEDGIG, la majorité des experts du sous-groupe méditerranéen de benthos (GIG, 2013) ont montré que les mesures de la diversité ne montraient pas les modèles monotoniques de réponses au gradient de la pression, particulièrement à l'extrémité inférieure de la zone, alors que les indices de taxa d'indicateurs (biotiques) reflétaient mieux le gradient de l'indicateur de la pression anthropique. D'une manière générale, l'utilisation des mesures de diversité pour l'évaluation de l'état de la qualité environnementale a fait l'objet de critiques en raison de leur dépendance de plusieurs autres facteurs en fonction du type de l'habitat, de la taille de l'échantillon, des variations saisonnières et de la domination naturelle des espèces caractéristiques.

L'évaluation de la condition de l'habitat par les indices biotiques est un outil de base et d'intégration dans l'écologie du benthos. Les méthodologies de surveillance sont bien développées et largement utilisées dans le cadre de la surveillance nationale, mais ont encore besoin d'être adaptées aux exigences de l'Approche écosystémique (EcAP). Elles se concentrent sur les habitats côtiers et mettent l'accent sur l'eutrophisation, les micro-polluants et le dragage/déversement en tant que pressions-clés. Le Tableau 1 montre une description claire des indices biotiques benthiques méditerranéens en place (du MED GIG en majorité).

4.2.2.1 Paramètre/métrique

Plusieurs indices biotiques benthiques spécifiques ont été déjà développés et sont devenus opérationnels, particulièrement pour répondre aux exigences du MED GIG (voir description dans le Tableau 1 et les Références respectives). Ils sont tous bien définis d'une manière méthodologique alors que la manière de combiner ces paramètres dans une classification vulnérabilité/tolérance ou en fonction des attributs structurels, fonctionnels et physiologiques est plus hétérogène en fonction de la question traitée (type de pression), des types d'habitat ou de la sous-région. Pour les indicateurs de condition non spécifiques, une simple liste d'espèces et la classification respective de la vulnérabilité/tolérance des espèces échantillonnées par habitat constituent une base appropriée pour surveiller les paramètres des macroalgues et des invertébrés benthiques. Il est nécessaire de prendre en compte que les communautés d'espèces peuvent varier au niveau local, même si l'habitat est similaire. L'attention est accordée au fait que les listes d'espèces dépendent des degrés variés

d'expertise des taxonomistes au sein des équipes de contrôle, selon le type utilisé de l'index biotique. En outre, des résultats différents peuvent être causés par une expertise taxonomique inégale au sein des groupes, qui pourrait masquer les différences réelles dans l'état environnemental, particulièrement pour les indices des invertébrés benthiques. La mise en place de la métrique pertinente doit être également spécifique à l'habitat et pourrait être développée (davantage) par chaque Partie Contractante en ce qui concerne ses valeurs de référence (sous-) régionales.

4.2.2.2 Ligne de base et niveau de référence

Pour déterminer la ligne de base, l'état de référence, avec des impacts négligeables, est recommandé. Pour déterminer l'objectif, il s'agit d'une déviation de la ligne de base.

4.2.2.3 Déterminer les limites du BEE

Aux fins du MED GIG, les limites entre les classes pour l'évaluation de l'état de chaque index sont déterminées avec une description originale des méthodes (voir Références dans le Tableau 1). Il est à noter que la variabilité naturelle de la composition des espèces dans l'espace et le temps doit être considérée quand il s'agit de développer davantage les indicateurs biotiques benthiques. Cela comprendrait un test d'inter-étalonnage pour l'éventail des valeurs à une échelle (sous-) régionale, afin de valider un Ratio de Qualité Ecologique standardisé ou un seuil équivalent de discrimination BEE/pas de BEE, y compris les valeurs de référence (sous-) régionales.

4.2.2.4 Etendue spatiale

Les Indices Biotiques Benthiques sont, dans un cadre conceptuel, applicables à toutes les sous-régions et à tous les types d'habitats et sont éventuellement plus sensibles aux changements en raison des pressions anthropiques que l'indicateur "de la composition des espèces typiques". Il est nécessaire de mener davantage de discussions au sein des groupes d'experts et de consultations d'experts pour aller de l'avant dans la sélection des habitats pertinents d'un point de vue écologique, pour les évaluations des Indexes Biotiques Benthiques. La disponibilité des données (souvent limitées) pourrait restreindre le nombre d'habitats qui peuvent être évalués, avec une confiance statistique suffisante à présent.

4.2.2.5 Conditions de surveillance

La planification spatiale et temporelle de la surveillance (aire d'évaluation, sites d'échantillonnage, fréquences d'échantillonnage) dépend de la métrique des Indices Biotiques, des types d'habitats, de l'exposition aux pressions et des valeurs de référence (sous-) régionales. Cette question devrait faire l'objet de davantage de discussions par les groupes d'experts. De même, les contraintes du budget de surveillance jouent souvent un rôle à cet égard.

Les méthodes ISO (ISO, 2014 pour la macrofaune à fonds mous et ISO, 2007 pour les communautés à substrat solide) peuvent être considérées comme des documents consultatifs pour la surveillance du benthos.

4.2.2.6 Ressources nécessaires

Une estimation grossière des ressources nécessaires se présente comme suit:

- Vaisseaux de recherche appropriés pour travailler du sous-littoral au bathyal, en fonction de la sous-région
- Echantillonnage par plongée au niveau de l'infra-littoral
- Equipement approprié (échantillonnage par carottes/bennes, dragage, etc.) pour la collecte d'échantillons
- Infrastructure de laboratoire pour l'analyse des échantillons
- Personnel qualifié pour le traitement, l'analyse et l'interprétation des données

- Compétences en taxonomie très déterminantes

4.2.2.7 Travail complémentaire

Les étapes suivantes sont nécessaires au développement méthodologique:

1. Identifier la surveillance nationale en place des paramètres pertinents et des projets de développement d'indices biotiques benthiques. En garantir la cohérence et l'optimisation au sein des régions biogéographiques.
2. Sélectionner un ensemble essentiel d'indices pour être utilisé dans les Indices Biotiques Benthiques pour les zoobenthos, les angiospermes et les macroalgues - par un groupe d'experts - sur la base du jugement d'expert et de la littérature et des données disponibles.
3. Tester la sensibilité de chaque Indice Biotique Benthique à chaque pression, avec une préoccupation particulière à l'égard des pressions physiques.
4. Obtenir les classifications d'espèces basées sur la réaction à chaque pression. Plusieurs indices ont besoin de ces informations. Il semble que les classifications de la sensibilité des espèces peuvent varier en fonction des indicateurs, des pressions et des régions.
5. Description claire des efforts et des méthodologies d'échantillonnage requises.

Ultérieurement, la mise en œuvre finale devra inclure:

6. Identifier les lignes de base des régions biogéographiques et des habitats respectifs.
7. Effectuer un test d'inter-étalonnage de l'éventail des valeurs à une échelle (sous-) régionale et valider le Ratio de Qualité Ecologique standardisé ou le seuil équivalent de discrimination entre BEE/pas de BEE, y compris les spécificités (sous-) régionales.

Tableau 1: Description concise des indices biotiques benthiques du Med (particulièrement la Directive-Cadre sur l'Eau) en place

FAUNE BENTHIQUE INVERTEBREE				
INDICE	REFERENCE	APPLICATION	DESCRIPTION	Pays adoptant l'indice pour la Directive-Cadre sur l'Eau
M-AMBI	Muxica et al., 2007, Borja et al., 2004	http://www.azti.es	Indice multivarié combinant AMBI, l'indice de diversité et la richesse des Espèces dans une analyse factorielle. Système de classement avec 5 classes de qualité.	Italie Slovénie
AMBI	Borja et al., 2000)	http://www.azti.es	Indice biotique combinant les pourcentages de 5 groupes écologiques d'espèces dans une formule. Système de classement avec 5 classes de qualité.	France
BENTIX	Simboura & Zenetos (2002)	http://www.hcmr.gr/	Indice biotique combinant les pourcentages de 2 groupes écologiques d'espèces dans une formule. Système de classement avec 5 classes de qualité.	Grèce, Chypre
BOPA	Dauvin and Ruellet, 2007)		Indice biotique combinant la fréquence ou le ratio polychètes opportunistes à la fréquence (ratio) du groupe des amphipodes.	Espagne (Andalousie, Murcie, Valence)
MEDOCC	Pinedo et al., 2014		Indice biotique combinant les pourcentages de 5 groupes écologiques d'espèces dans une formule. Système de classement avec 5 classes de qualité.	Espagne (Catalogne et Iles Baléares)

ANGIOSPERMES				
INDICE	REFERENCE	APPLICATION	DESCRIPTION	Pays adoptant l'indice pour la Directive-Cadre sur l'Eau
POMI (<i>Posidonia oceanica</i> Indice multivarié)	Romero et al., 2007.		1 espèce sensible choisie, <i>Posidonia oceanica</i> , associée à un ensemble métrique aux attributs structurels, fonctionnels et physiologique du système, par le biais de l'Analyse en Composantes Principales (ACP). Système de classement avec 5 classes de qualité.	Croatie, Espagne (Catalogne, Baléares, Murcie, Andalousie)
PREI (<i>Posidonia</i> Indice Facile Rapide)	Gobert et al., 2009		1 espèce sensible choisie, <i>Posidonia oceanica</i> , utilisant le ratio biomasse épiphytique / biomasse foliaire (ratio E/L). Système de classement avec 5 classes de qualité.	France, Italie, Chypre
BIPO (Indice Biotique <i>Posidonia oceanica</i>)	Lopez y Royo et al., 2010		1 espèce sensible choisie, <i>Posidonia oceanica</i> , intégrant un ensemble métrique relatif aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système pour l'évaluation de l'état écologique. Système de classement avec 5 classes de qualité.	
CYMOSEX	Orfanidis et al., 2010		1 espèce sensible choisie, <i>Cymodocea nodosa</i> , utilisant l'asymétrie des fréquences relatives de la longueur des feuilles transformées en log (SkLnRfLL). Système de classement avec 5 classes de qualité.	Grèce
CYMOX	Oliva et al, 2012		1 espèce sensible choisie, <i>Cymodocea nodosa</i> , intégrant un ensemble métrique relatif aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système. Système de classement avec 5 classes de qualité.	
MACROALGUES				
INDICE	REFERENCE	APPLICATION	DESCRIPTION	Pays adoptant l'indice pour la Directive-Cadre sur l'Eau
EEl (Indice d'Evaluation Ecologique)	Orfanidis et al., 2001, 2003		Espèces échantillonnées et classées en deux classes vulnérables à la perturbation.	
EEl-c (Indice d'Evaluation Ecologique continu)	Orfanidis et al., 2011		Espèces échantillonnées et classées en cinq classes vulnérables à la perturbation	Chypre, Grèce, Slovaquie, Bulgarie
CARLIT	Ballesteros et al., 2007		Communautés classées en neuf classes vulnérables à la perturbation.	Croatie, France, Italie, Espagne

4.2.3 *Elaborer les changements dans les types fonctionnels du plancton*

Les paires ayant une forme de vie peuvent donner une idée des changements au niveau: du transfert d'énergie des producteurs primaires aux producteurs secondaires (changements dans le phytoplancton et le zooplancton); de l'itinéraire du flux d'énergie et des grands prédateurs (changements dans le zooplancton gélatineux et les larves de poisson); accouplement benthique/pélagique (changement dans le holoplancton (entièrement planctonique) et méroplancton (seule une partie du cycle de vie est planctonique, le reste est benthique) Gowen et al. 2011, Tett et al., 2008). Les données concernant les paires peuvent être exprimées en abondance ou en biomasse, en fonction de ce qui est le plus pertinent pour le groupe en question et disponible à partir des programmes de surveillance. Il est proposé que cette approche soit adoptée sur une base optionnelle pour les Parties Contractantes méditerranéennes, afin d'examiner l'applicabilité de la méthodologie pour les Parties ayant des séries temporelles en place. Un séminaire régional visant à enquêter sur l'applicabilité de la méthodologie dans la Méditerranée serait approprié.

Le Tableau 2 montre les formes de vie de plancton proposées. Les paires choisies dépendront des types d'habitat. Ainsi, l'adaptation régionale devient nécessaire. Avec l'augmentation de la base du savoir, les nouvelles paires peuvent se développer comme indicateurs, y compris pour d'autres pressions.

Tableau 2: Formes de vie de plancton proposées

	Formes de vie		Formes de vie		Formes de vie	
	Diatomes	Dinoflagellés	Grands copépodes	Petits copépodes	Holoplancton	Méroplancton
Logique:	Changement dans la composition de la communauté d'algues vers des groupes moins utiles sur le plan trophique et potentiellement plus nuisibles		Changement de taille pour les producteurs secondaires / les brouteurs primaires pourraient être affectés par la chaîne alimentaire		Accouplement benthique-pélagique	
Pression(s):	Ruissellement de nutriments (ponctuel ou non-ponctuel), changements hydrologiques, aquaculture, écoulement d'eau tiède		Pêche		Pêche (y compris la pression sur le benthos en raison du chalutage), nutriments	

4.2.3.1 Déterminer la ligne de base et le niveau de référence

Une approche éventuelle de la ligne de base consiste "en une ligne de base déterminée dans le passé (non en tant que condition parfaite de référence, mais en tant qu'un point de départ pour le changement)" et l'objectif peut être évalué comme étant "un changement déviant de la ligne de base". Il s'agit d'une approche qui peut être considérée sur le plan régional. Le choix est relatif au fait que les données ne peuvent pas toujours être disponibles dans toutes les régions; la longueur des séries temporelles peut varier et les premières données disponibles peuvent remonter à une période qui n'était pas nécessairement dans un BEE. L'absence d'une tendance significative au niveau d'un indicateur ou l'absence d'une corrélation significative entre la tendance de l'indicateur et la tendance au niveau des pressions humaines peuvent être utilisées pour attester que l'objectif du BEE (pour ce critère et pour la communauté de plancton en général) a été réalisé. Toutefois, cela présuppose que le point de départ de la série temporelle représentait les conditions de la ligne de base (de référence), et donc le BEE. Peut-être s'agit-il d'un cas différent. Quand les données sont disponibles, il est nécessaire de les utiliser pour déterminer l'état actuel du plancton sur ces sites. Mais des données sur 2 à 3 ans devront être collectées à partir de nouveaux sites de surveillance pour caractériser l'état du plancton. Toutefois, si les données déjà disponibles

peuvent être utilisées pour caractériser le BEE des communautés de planctons (utiliser la théorie écologique, modélisation, absence d'opinion d'expert et de pression humaine évidente), il serait possible d'utiliser de telles données comme des conditions de ligne de base pour les nouveaux sites de surveillance et pour les sites déjà en place où le statut du plancton ne remplit par le BEE.

4.2.3.2. Déterminer les objectifs / les limites du BEE

Un objectif recommandé serait: "La communauté de plancton non affectée d'une manière remarquable par les facteurs anthropiques." Cet objectif permet un changement climatique non gérable, mais déclenche une action de gestion s'il est lié à la pression anthropique et peut être utilisé avec tous les ensembles de données dans toutes les Parties Contractantes.

4.2.3.3 Etendue spatiale

Cet indicateur est important au niveau régional. Il doit être également évalué au niveau de l'habitat. La profondeur requise de l'échantillonnage variera entre les programmes de surveillance et dépendra de l'habitat.

4.2.3.4 Conditions de surveillance

	Littoral	Plateau	Offshore
Fréquence suggérée pour la collecte de données*	Recommandée chaque deux semaines ou chaque mois au moins	Chaque mois	Chaque mois
Méthode de surveillance	In situ	In situ	In situ
Fréquence de l'évaluation et de la mise à jour de l'indicateur	Mise à jour annuelle	Mise à jour annuelle	Mise à jour annuelle
Quantité minimale des sites de surveillance	Dépend de la quantité d'habitats. L'Enregistreur Continu de Plancton (CPR) peut être considéré pour un programme régional pour la surveillance du plancton à l'avenir.	Dépend de la quantité d'habitats. L'Enregistreur Continu de Plancton (CPR) peut être considéré pour un programme régional pour la surveillance du plancton à l'avenir.	Dépend de la quantité d'habitats. L'Enregistreur Continu de Plancton (CPR) peut être considéré pour un programme régional pour la surveillance du plancton à l'avenir.

*Il existe un besoin complémentaire pour la série temporelle à long terme et pour la surveillance à haute fréquence, particulièrement dans les habitats largement affectés par les pressions anthropiques.

4.2.3.5 Travail complémentaire

1. Un séminaire régional pour examiner l'applicabilité de la méthodologie dans la Méditerranée serait approprié.
2. De nouvelles paires peuvent être développées comme indicateurs à d'autres pressions, habitats et milieu pélagique (bactérie, virus) alors que la base de connaissances augmente.
3. Les états de la ligne de base et de référence (non en tant que conditions parfaites, mais en tant que point de départ pour le changement) doivent être développés au niveau régional, mais cela dépend de la longueur de la série temporelle.
4. La résolution taxonomique doit être inter-comparée et inter-étalonnée.
5. Idéalement, pour évaluer correctement cet indicateur sur le plan régional, il doit être évalué et surveillé par le biais de la même méthodologie à travers la région. Toutefois, dans l'attente que le financement soit disponible à cet effet, l'indicateur peut toujours enrichir une évaluation du Bon Etat Environnemental des régions grâce à une collecte appropriée de données.
6. Certains groupes sont sous-échantillonnés avec beaucoup de données manquantes: microphytes, pico, nano, bactéries et micro-zooplancton, y compris les ciliés.

4.3. Elaborer l'aire de distribution des espèces

4.3.1. *Introduction*

Dans les sciences biologiques, l'aire de distribution d'une espèce est la zone géographique où cette espèce peut se trouver (étendue maximale). Elle est souvent représentée par l'intermédiaire d'une carte des aires de distribution des espèces (dans cette aire-là, la dispersion est la variation de la densité locale). La distribution des espèces est la manière avec laquelle un taxon bénéficie d'une disposition spatiale dans une zone géographique.

Ainsi, l'objectif de cet indicateur consiste à connaître l'aire de distribution des espèces des oiseaux de mer, des cétacés, des phoques et des tortues de mer présentes dans les eaux méditerranéennes, particulièrement les espèces sélectionnées par les Parties.

4.3.2. *Cadre et stratégie de surveillance*

L'aire de distribution des espèces est sans aucun doute l'indicateur le plus facile à obtenir, tout simplement à travers la référence géographique des observations des espèces.

Toutefois, le degré du savoir de l'occurrence, de la distribution, de l'abondance et de l'état de conservation des espèces marines méditerranéennes est inégal/irrégulier: en général, les pays méditerranéens ont des listes d'espèces, mais leur site n'est pas complet, avec un écart significatif au niveau d'autres informations pertinentes. Certains programmes des plus importants dans cette direction-là présentent quand même des écarts significatifs (p.ex. les bases de données globales portant sur la région méditerranéenne ne reflètent pas le savoir actuel réel (Fig 1)).

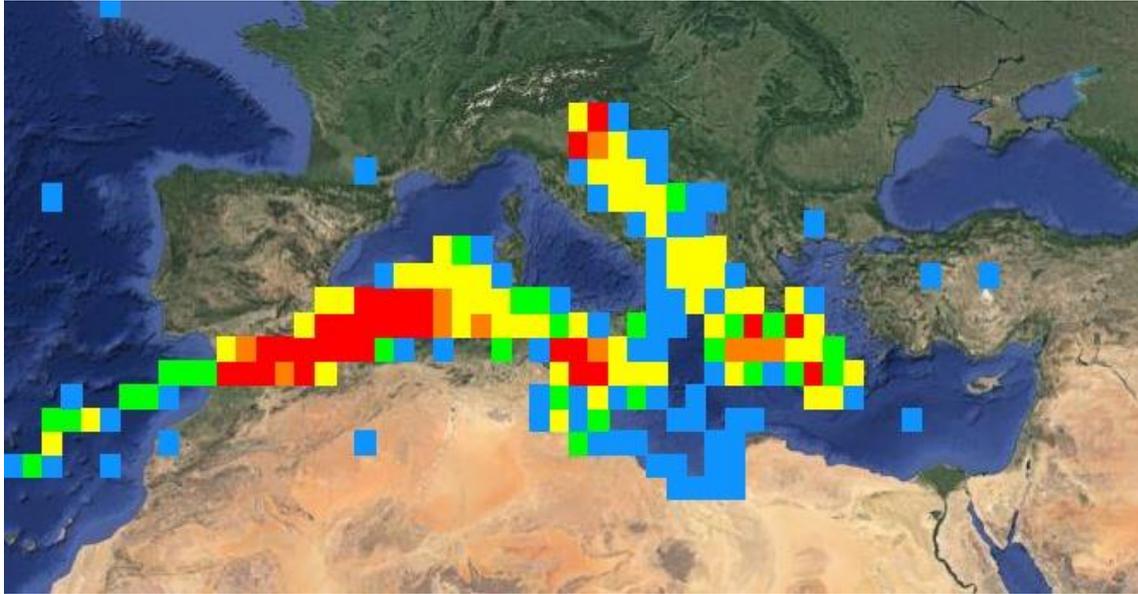


Figure 1: Image de OBIS-SEAMAP: Etat des Tortues de Mer dans le Monde (State of the World's Sea Turtle (SWOT)). Il existe de grands écarts alors que de telles informations sont présentement disponibles dans la Méditerranée.

Il est donc nécessaire d'établir des critères d'information minima pour refléter la distribution connue des espèces.

On peut distinguer deux types d'aire de distribution impliquant une approche méthodologique différente:

Aire de distribution générale des espèces:

Pour une aire de distribution, il est nécessaire de connaître la localisation des espèces à partir des informations issues de l'échantillonnage et de se référer à la grille normalisée 10x10 km (selon la grille de la FAO¹¹).

Vu l'étendue de la Méditerranée, il n'est pas possible d'obtenir les informations adéquates portant sur l'ensemble de la surface. Il est donc nécessaire de choisir des méthodes d'échantillonnage qui permettent d'apporter des connaissances appropriées concernant l'aire de distribution de chaque espèce. Cela implique beaucoup d'efforts pour des aires qui ne sont pas entièrement recensées.

Les efforts de surveillance doivent être à long terme et couvrir toutes les saisons afin que les informations obtenues soient plus complètes:

Navires dédiés ou relevés aériens:

Transects linéaires menés par des observateurs qualifiés, selon un protocole rigoureux pour les navires et les avions dédiés.

Deux types d'échantillons sont proposés: dans les eaux côtières et dans les eaux pélagiques éloignées. Les transects côtiers couvriront toujours la même zone du littoral en "zigzag" alors que la situation pour les eaux pélagiques sera variable, bien qu'ils soient, en général, droits et perpendiculaires au littoral.

¹¹ www.fao.org

Quand des cétacés, des phoques, des oiseaux de mer ou des tortues de mer sont localisés, le relevé est interrompu pour confirmer les espèces et la position des données, le nombre d'individus et la structure sociale si possible.

Les vols ont lieu à 1000 pieds (env. 330 m) d'altitude et à une vitesse de 100 nœuds, alors que la navigation a lieu à 10-12 nœuds couvrant tout l'arc de l'horizon à une distance d'environ 4 milles nautiques (SEC12 protocol¹³). Les relevés aériens présentent des difficultés pour localiser et identifier des oiseaux de mer plus petits (Océanite, Sterne Voyageuse, Sterne Hansel, Sterne Caugek) et observer les puffins.

AVANTAGES	Durée de vie moyenne (d'un jour à une décennie) Aire de distribution moyenne (d'un kilomètre à des milliers de kilomètres)
INCONVENIENTS	Très cher Besoin de compétences élevées

Données opportunistes, p. ex.:

A partir de l'observation des baleines, les observations des activités de pêche (journaux de bord), les relevés dans des plateformes non dédiées (ferry-boats ou navires marchands), captures accessoires (principalement les tortues de mer et les puffins en longues files, ainsi que les petits cétacés dans les filets de pêche).

AVANTAGES	Durée de vie moyenne (d'un jour à une décennie) Aire de distribution moyenne (d'un kilomètre à des milliers de kilomètres) Moins cher
INCONVENIENTS	Qualité et crédibilité des observations Restrictions dans l'espace et dans le temps

Marquage:

Suivi satellitaire, repérage radio et identification par photo.

La méthode de capture et de marquage dépend des objectifs et des espèces. Pour l'aire de distribution, le suivi satellitaire apporte les meilleurs résultats.

¹² Spanish Cetaceans Society

¹³ SEC (1999). Recopilación, Análisis, Valoración y Elaboración de Protocolos sobre las Labores de Observación, Asistencia a Varamientos y Recuperación de Mamíferos y Tortugas Marinas de las Aguas Españolas. Ministerio de Medio Ambiente.

AVANTAGES	<p>Durée de vie longue (d'une heure à une décennie)</p> <p>Aire de distribution large (de quelques mètres à des milliers de kilomètres)</p> <p>Fournir d'autres données</p>
INCONVENIENTS	<p>Très cher</p> <p>Besoin de technologie avancée et de compétences élevées</p> <p>Exige un grand effort</p> <p>Tailles petites des échantillons</p>

Collecte de données acoustiques:

Dispositifs actifs (p.ex. écho-sondeurs), batteries d'hydrophones remorquées et instruments autonomes du fond océanique. Transects linéaires remorquant un hydrophone derrière un navire à l'extrémité d'un long câble. Les hydrophones sont utilisés dans les emplacements éloignés et les dispositifs d'enregistrement acoustique (p.ex. POD "détecteur de marsouins") dans les zones côtières.

Cette méthode est recommandée pour les cétacés. La sonde sous-marine traverse de longues distances, les appels des baleines étant souvent détectés à des dizaines, voire des centaines de kilomètres. Les relevés acoustiques des habitats des cétacés représentent donc une méthode utile pour identifier les espèces présentes, ainsi que localiser et suivre leurs populations.

AVANTAGES	<p>Durée de vie très longue (d'une heure à un siècle)</p> <p>Aire de distribution très large (de mètres et des dizaines de milliers de kilomètres)</p>
INCONVENIENTS	<p>Cher</p> <p>Besoin de technologie avancée et de compétences élevées</p> <p>Analyse de données requise</p>

Aires à usage spécifique:

Les aires à usage spécifique sont définies comme étant des aires de grande importance pour une certaine période du cycle de vie et sont facilement identifiables. Nous pouvons distinguer alors:

a) Aires de reproduction:

Des colonies et des aires où les espèces cibles se reproduisent (caves, plages, marais littoraux et falaise, etc.):

- Localisation et décompte à partir de points d'observation.
- Localisation à partir d'un navire, d'un avion ou d'un drone.

Le relevé visuel de l'ensemble de la population des puffins n'est pas utile car ils se nichent dans les terriers et les fissures. Le relevé des mâles durant la saison de reproduction peut être une méthode relativement précise (car il évite la confusion avec les terriers occupés par d'autres espèces) et bien plus rapide.

Les relevés aériens à la pleine lune/à la nouvelle lune sur les plages pour localiser les traces sont recommandés pour localiser les plages de reproduction des tortues de mer. Les vols commenceraient à l'aube après les marées hautes (qui coïncident avec ces phases de lune).

b) Aires d'hivernage: aires où les espèces cibles hivernent.

c) Aires d'alimentation: aires où les espèces cibles s'alimentent.

Il n'existe pas de méthode homogène décrite pour la localisation de ces différents types d'aires. Ainsi, les colonies d'oiseaux, les plages de nidification des tortues de mer, les grottes de reproduction des phoques et des aires d'hivernage et d'alimentation peuvent être localisées en vérifiant les informations bibliographiques disponibles, les études des différents groupes (pêcheurs, ONG, guides, articles), la probabilité des modèles d'occurrence (qui indiquent les aires où l'occurrence d'une espèce est probable, sur la base de modèles statistiques reliant les variables de l'habitat à la présence/l'absence d'une espèce) et le savoir des experts régionaux.

La surveillance à long terme de ces aires apporte des informations concernant l'évolution temporelle.

Les données portant sur l'aire de distribution a besoin d'une analyse d'un Système d'Information Géographique (SIG). Il sera nécessaire d'utiliser une grille normalisée 10x10 km pour comparer toutes les informations et couvrir, ainsi, toute l'aire de distribution.

4.4. Elaborer l'abondance de la population

4.4.1. Introduction

Les mesures de la diversité biologique apparaissent souvent comme des indicateurs du fonctionnement de l'écosystème. Dans le cadre de la définition de la diversité biologique, plusieurs composantes déterminent l'écosystème: la richesse et la variété, la distribution et l'abondance. L'abondance est l'un des groupes de paramètres qui définissent la démographie des populations, l'un des plus importants, en effet, pour le conditionnement de la croissance et du déclin d'une population

Taille de la population:

Le paramètre démographique le plus important est le nombre d'individus au sein d'une population. La taille de la population est définie comme étant le nombre d'individus présents dans une zone de distribution géographique désignée d'une manière subjective.

Densité de la population:

La taille de la population en relation avec la surface de l'espace qu'elle occupe représente une description complémentaire de la taille d'une population. La densité est en général exprimée comme étant le nombre d'individus par aire unitaire.

4.4.2. Cadre et stratégie de surveillance

Les études portant sur la dynamique et l'abondance de la population sont basées sur la connaissance de la taille et de la variation de la population dans le temps. Si la taille de la population est petite, tous les individus sont comptés directement. Mais la plupart des études requièrent une estimation de la taille de la population par échantillonnage.

L'objectif de cet indicateur consiste à déterminer l'état de la population des espèces choisies par le moyen de surveillance à moyen et long termes pour obtenir les tendances des populations des espèces. Cela requiert, en effet, un relevé de tout aspect biologique:

Relevé des aires de reproduction (cas de roquerie et de mise bas):

Une fois les aires sont localisées, il sera possible de les compter (individus, paires, nids, sites de mise bas, etc.) durant la période la plus appropriée. La méthode utilisée dépendra des espèces et de leurs caractéristiques. Compter le nombre de pistes ou d'itinéraires rampants est recommandé pour les tortues de mer. Les pièges photographiques dans les grottes sont recommandés pour les phoques.

Relevé des aires d'hivernage:

Afin d'en connaître l'état durant l'hiver, il est nécessaire d'utiliser une méthode normalisée d'échantillonnage (comme la méthode Wetland International en place depuis 1967 pour les oiseaux aquatiques), l'adaptant ainsi aux différents groupes de faune, bien qu'elle soit typiquement appliquée aux oiseaux et aux baleines.

Relevés des aires de quête de nourriture:

Une fois localisés, les individus dans les aires d'alimentation sont comptés à des périodes différentes tout au long de l'année.

La localisation de l'aire d'alimentation peut s'effectuer pour la plupart des espèces par l'analyse des données du suivi satellitaire et l'étude de la distribution des espèces - proies (FAO¹⁴).

Relevé coordonné à partir de la terre:

Des observateurs volontaires et des ornithologues (travaillant le même jour et durant le même créneau horaire), à des points d'observation différents selon des protocoles normalisés. Les informations concernant les espèces, la phénologie, la distribution, l'abondance relative et le comportement migratoire sont collectées. Cette méthode s'applique aux cétacés et aux oiseaux de mer.

Depuis les années 70, cette méthodologie est en place dans plusieurs pays, suivant les mêmes protocoles, à travers un réseau d'ornithologues et d'observateurs de mammifères marins (RAM¹⁵ en Espagne et au Portugal).

Surveillance de la migration:

Outre le relevé à partir de la terre et afin de prendre compte de la migration, il est important de choisir les meilleurs points des passages migratoires en Méditerranée et d'appliquer une méthodologie standardisée comme c'était le cas dans le Déroit de Gibraltar par le

¹⁴ www.fao.org

¹⁵ <http://redavesmarinas.blogspot.com.es/p/blog-page.html>

programme MIGRES¹⁶. Il s'agit d'un moyen utile pour les cétacés et les oiseaux de mer. De plus, il est possible d'utiliser un radar et des caméras à distance pour une surveillance automatisée.

Relevés de navires et relevés aériens (à partir de navires, d'avions, d'hélicoptères ou de drones):

Relevé visuel (observations) par une méthode de transect stratifiée. Les transects doivent être menés à des temps différents de l'année pour couvrir tous les aspects de phénologie.

Navires dédiés ou relevés aériens:

Transects linéaires menés par des observateurs qualifiés, selon un protocole rigoureux pour les navires et les avions dédiés.

Deux types d'échantillons sont proposés: dans les eaux côtières et dans les eaux pélagiques éloignées. Les transects côtiers couvriront toujours la même zone du littoral en "zigzag" (mais les transects liant les grottes au littoral plus court seront choisis pour les relevés par bateaux des phoques moines) alors que la situation pour les eaux pélagiques sera variable, bien qu'ils soient, en général, droits et perpendiculaires au littoral.

Quand les cétacés, les oiseaux de mer ou les tortues de mer sont localisés, le relevé est interrompu pour confirmer les espèces et collecter les données concernant la position, le nombre d'individus et la structure sociale si possible.

Pour les phoques, les grottes - refuges connues sont vérifiées dans les zones facilement accessibles par des équipes synchronisées ou par un seul canot à moteur s'approchant, pour autant de grottes actives que possible dans un laps de temps court, ce qui exclut le décompte du même phoque deux fois dans des grottes séparées. Un tel décompte est le plus utile durant les pics de la saison de reproduction (Septembre-Octobre), quand la plupart des femelles et des mâles montant la garde passent un temps considérable dans les grottes.

Les vols ont lieu à 1000 pieds (env. 330 m) d'altitude et à une vitesse de 100 nœuds, alors que la navigation a lieu à 10-12 nœuds couvrant tout l'arc de l'horizon à une distance d'environ 4 milles nautiques (SEC¹⁷ protocol¹⁸). Les relevés aériens présentent des difficultés pour localiser et identifier des oiseaux de mer plus petits (Océanite, Sterne Voyageuse, Sterne Hansel, Sterne Caugek) et observer les puffins.

La surveillance à partir d'un navire, d'un avion ou d'un drone semble être la méthodologie la plus effective pour obtenir la taille et la densité de la population des cétacés et des oiseaux de mer.

Les relevés aériens immédiatement après la pleine lune/ la nouvelle lune pour localiser les traces sont recommandés pour localiser les plages de reproduction des tortues de mer.

Relevés de plateformes d'occasion (POP):

Les observateurs formés sont placés à bord de navires ou d'avions. Utilisés pour les eaux pélagiques éloignées.

Collecte de données acoustiques:

¹⁶ www.fundacionmigres.org

¹⁷ Spanish Cetaceans Society

¹⁸ SEC (1999). Recopilación, Análisis, Valoración y Elaboración de Protocolos sobre las Labores de Observación, Asistencia a Varamientos y Recuperación de Mamíferos y Tortugas Marinas de las Aguas Españolas. Ministerio de Medio Ambiente.

Transects linéaires remorquant un hydrophone derrière un navire à l'extrémité d'un long câble. Les hydrophones sont utilisés dans les emplacements éloignés et les dispositifs d'enregistrement acoustique (p.ex. POD "détecteur de marsouins") dans les zones côtières.

Cette méthode est recommandée pour les cétacés. La sonde sous-marine traverse de longues distances, les appels des baleines étant souvent détectés à des dizaines, voire des centaines de kilomètres. Les relevés acoustiques des habitats des cétacés représentent donc une méthode utile pour identifier les espèces présentes, ainsi que localiser et suivre leurs populations.

Données opportunistes (observations):

A partir de l'observation des baleines, les observations des activités de pêche (journaux de bord), les relevés dans des plateformes non dédiées (ferry-boats ou navires marchands), captures accessoires, principalement les tortues de mer et les puffins en longues files, ainsi que les petits cétacés dans les filets de pêche (prise par unité d'effort, CPUE¹⁹).

Surveillance des espèces échouées et coincées:

Créer un réseau pour le relevé d'espèces échouées et coincées afin d'obtenir des informations importantes (quant à la mortalité et à la contamination des tissus), avec l'aide des volontaires, en général. Il s'agit d'un bon indicateur pour les oiseaux de mer après les tempêtes. Toutefois, il n'est pas crédible pour les cétacées, les phoques et les tortues de mer.

Marquage (capture-recapture):

Parfois, il s'agit du seul moyen d'obtenir les informations nécessaires pour connaître le statut des espèces. Dans ce sens-là, nous pouvons lancer une campagne de marquage de certaines populations. La méthode dépend des objectifs et des espèces. La recapture peut signifier la ré-observation de l'animal marqué.

Phoque: suivi satellitaire, cicatrices, plaques sur le corps, identification par photo, marques

Oiseaux de mer: suivi satellitaire, anneaux, bandes

Cétacés: suivi satellitaire, encoches, cicatrices, identification par photo

Tortues de mer: suivi satellitaire, encoches, cicatrices, épibiontes, marques

4.4.3. *Résumé et Evaluation*

Toutes les méthodes proposées sont complémentaires pour obtenir les informations appropriées concernant la gestion et la conservation des espèces dans la Méditerranée. Toutefois, il est nécessaire de développer chaque objectif pour chaque espèce ou chaque groupe d'espèces.

Nom	Avantage / Importance	Inconvénient
Relevés des activités de roquerie et de mise bas	Bonnes informations Informations très importantes	L'accès est parfois très difficile (p. ex. pour les phoques)
Relevés des zones d'hivernage	Bonnes informations	Besoin d'une bonne coordination
Relevés des zones d'alimentation	Importantes informations pour le contrôle de l'impact de la pêche	Pas facile

¹⁹ www.fao.org

Nom	Avantage / Importance	Inconvénient
Relevés coordonnés à partir de la terre	Participation de volontaires Informations utiles Faciles à appliquer Oiseaux de mer et cétacés	Informations partielles Volontaires et coordination de données
Surveillance à partir de la terre	Informations importantes Oiseaux de mer et cétacés	Informations partielles Formation de techniciens
Relevés aériens ou à partir de navires	Bonnes données Informations utiles Durée de vie moyenne Aire de distribution moyenne Plateforme dédiée non couverte	Besoin de navires et d'avions Très cher Besoin de formation et de compétences élevées
Surveillance d'espèces échouées ou coincées	Participation de volontaires Informations utiles	Informations partielles Volontaires et coordination de données
Recensement à partir de la terre	Participation de volontaires Informations utiles Facile à appliquer	Informations partielles Volontaires et coordination de données
Marquage: capture-recapture	Informations très précises Durée de vie moyenne Aire de distribution large	Besoin de spécialistes Besoin de technologies Cher Informations partielles

Les programmes de surveillance doivent être capables d'apporter les données nécessaires pour évaluer si les objectifs environnementaux ont été réalisés.

La stratégie utilisée pour choisir les sites est, en partie, une question statistique/technique, mais, est principalement liée à l'objectif de la surveillance, une décision à prendre quand une stratégie de surveillance est définie. La stratégie pour la sélection du site a des conséquences fondamentales sur l'analyse de la surveillance, car elle choisit la méthode d'étude. Les programmes de surveillance ne sont pas compatibles ou comparables s'ils utilisent les mêmes méthodes d'enquête, mais des stratégies différentes pour la sélection de sites (p.ex. sélection déterministe ou arbitraire de transects).

Les principes de la stratégie pour la sélection de sites sont décrits dans plusieurs manuels sur les statistiques et la surveillance. Sur le plan plus fondamental, l'on peut soit choisir les sites individuellement, car ils présentent certains caractéristiques d'intérêt, soit opter pour une stratégie représentative, utilisant un moyen aléatoire pour le choix du site répondant à certains critères.

La capacité d'un programme de surveillance à montrer une différence ou une tendance significative d'une manière statistique est désignée comme étant la puissance statistique. Cette dernière est affectée par la magnitude de la tendance, la variation entre les réplicats et le nombre de réplicats.

4.5. Elaborer les caractéristiques démographiques de la population

4.5.1. Introduction

La démographie est l'étude des caractéristiques des populations. Elle apporte une description mathématique de la manière avec laquelle ces caractéristiques changent avec le temps. La démographie peut comprendre tout facteur statistique qui influence la croissance ou le déclin de la population. Mais plusieurs paramètres sont particulièrement importants: la taille de la population, la densité, la structure de l'âge, la fécondité (taux de natalité), mortalité (taux de mortalité) et la répartition mâles/femelles.

La démographie est utilisée dans l'écologie (particulièrement l'écologie de la population et l'écologie évolutionnaire) comme une base aux études de la population:

- Aider à identifier l'étape/les étapes du cycle de vie qui affecte(nt) la croissance de la population.
- Application à la conservation/l'exploitation (p.ex. gestion des activités de la pêche).
- Evaluer la colonisation et les capacités compétitives potentielles.
- Base pour comprendre l'évolution des traits d'histoire de vie
- Indicateur de l'aptitude par rapport à l'environnement avoisinant

4.5.2. *Cadre et stratégie de surveillance*

Les caractéristiques démographiques décrivent la population. Dans ce sens-là, la méthodologie utilisée doit être celle utilisée pour compter la population alors que seules les données spécifiques sont prises pour chacun des paramètres sélectionnés (catégories d'âge, sexe, nombre de veaux, de poussins ou d'œufs).

L'analyse démographique et l'étude de l'histoire de vie ont besoin de l'accumulation extensive de données, souvent à long terme, à partir soit de la collecte de carcasses ou des histoires de photos d'identification. En général, ces études peuvent être appliquées par des équipes de recherche différentes qui utilisent des processus d'analyse et d'échantillonnage différents, ce qui impose une autre difficulté à la mise en place de lignes de base quantitatives: connexion insuffisante des paramètres démographiques entre les différentes recherches.

Il est utile de clarifier certains points concernant les termes relatifs à ce qui a été susmentionné et la manière d'obtenir ces données:

Taille du corps:

La taille du corps chez les cétacés, les phoques et les tortues de mer peut être indicative de l'état de santé de la population.

Phoques et cétacés:

Estimer la taille à partir d'une analyse des photos.

Mesure des espèces coincées.

Mesure en cas de capture-recapture.

Oiseaux de mer et tortues de mer:

Mesure des espèces coincées.

Mesure en cas de capture-recapture.

Structure d'âge:

Les individus peuvent être classés par catégories d'âge, appelées cohortes ("jeunes" ou "sous-adultes"). Ensuite, un profil de la taille et des structures d'âge des cohortes peut être établi pour déterminer le potentiel reproductif de cette population, afin d'en estimer la croissance actuelle et future.

- Identification des catégories d'âge dans les relevés et les transects.
- Vieillessement des espèces coincées (cétacés, phoques et tortues de mer): analyse des dents chez les phoques et les cétacés, rapport de taille.
- Vieillessement des espèces échouées (oiseaux de mer): mue et plumage.

Marquage (capture and recapture) d'espèces: analyse de dents chez les phoques et les cétacés, rapport de taille.

Répartition mâles/femelles:

Il s'agit du ratio entre le nombre de mâles et celui de femelles au sein de la population, qui peut aider les chercheurs à prévoir la croissance ou le déclin de la population. A l'instar de la taille de la population, le ratio mâles/femelles est un simple concept ayant des implications majeures sur la dynamique de la population.

- Identification des sexes dans les relevés et les transects.
- Sexage des espèces coincées (cétacés, phoques et tortues de mer): taille, dimorphisme, analyse génétique.
- Sexage des espèces échouées (oiseaux de mer): dimorphisme, analyse génétique.
- Marquage (capture et recapture) du sexage de spécimens: taille, dimorphisme, analyse génétique.

En cas de collecte et d'analyse d'échantillons biologiques pour connaître l'état du sexe et de la santé, les travaux doivent être bien coordonnés avec l'échantillonnage proposé pour l'EO10.

Fécondité (taux de natalité):

Elle décrit le nombre de descendants un individu ou une population est capable de produire durant une période donnée. La fécondité est calculée en taux de natalité spécifique à chaque groupe d'âge, pouvant s'exprimer en nombre de naissance par unité de temps, en nombre de naissance par femelle par unité de temps ou en nombre de naissances par individu par unité de temps.

Mortalité (taux de mortalité):

Il s'agit de la mesure des décès individuels dans une population qui sert à contrebalancer la fécondité, exprimée, en général, par le nombre d'individus décédés durant une période donnée (décès par unité de temps) ou par la proportion de la population décédée durant une période donnée (pourcentage de décès par unité de temps).

4.5.3. Résumé et Evaluation

L'utilisation des mesures d'assurance et de contrôle de qualité, comme l'inter-étalonnage, l'utilisation de matériel de référence, le cas échéant, et la formation d'opérateurs doivent accompagner l'application des protocoles de surveillance. Ces approches doivent être développées dans le contexte de recherche dédiée.

Des programmes de surveillance spécifiques sont requis pour commencer en tant que programmes pilotes, afin de déterminer la taille minimale d'un échantillon de la population et la période d'échantillonnage, pour obtenir des conclusions crédibles.

5. Références

- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., Garcia, M., Mangialajo, L., de Torres, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 172–180.
- Borja, A., Franco, J., Perez, V., 2000. Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.*, 40 (12): 1100-1114.
- Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M. J., Solaun, O., 2004. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48 (3–4), 209–218.
- Boudouresque, C.F., 2009. Protection, restauration et Développement durable en milieu marin. 1. Développement durable, biodiversité. www.com.univ-mrs.fr/~boudouresque.
- Bourlat, S.J., Borja, A., Gilbert, J., Taylor, M.I., Davies, N., Weisberg, S.B., Griffith, J.F., Lettieri, T., Field, D., Benzie, J., Glöckner, F.O., Rodríguez-Ezpeleta, N., Faith, D.P., Bean, T.P., Obst, M., 2013. Genomics in marine monitoring: New opportunities for assessing marine health status *Marine Pollution Bulletin* 74(1), 19-31.
- Coggan, R., Populus, J., White, J., Sheehan, K., Fitzpatrick, F., Piel, S. (eds.) 2007. Review of Standards and Protocols for Seabed Habitat Mapping. MESH.
- Coll M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., et al. (2010) The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* 5(8): e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842.
- Dauvin, J. C., Rouellet, T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55: 215-224.
- European Commission, 2007. Guidelines for the establishment of the Natura 2000 network in the marine environment. Application of the Habitats and Birds Directives. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/marine_guidelines.pdf
- GIG, 2013a. Intercalibration of biological elements for transitional and coastal water bodies. Mediterranean Sea GIG: Coastal waters - Benthic Invertebrate fauna. https://circabc.europa.eu/sd/a/2a0a9f86-e281-4bb8-a6ba-6e659b54e554/Med-Sea_CW_Benthic-Invertebrate-Fauna.pdf
- GIG, 2013b. Intercalibration of biological elements for transitional and coastal water bodies. Mediterranean Sea GIG: Coastal waters - Seagrasses. https://circabc.europa.eu/sd/a/893d2fa4-9089-4765-8d42-c914a91b71e1/Med-Sea_CW_Seagrasses.pdf
- GIG, 2013c. Intercalibration of biological elements for transitional and coastal water bodies. Mediterranean Sea GIG: Coastal waters - Macroalgae. https://circabc.europa.eu/sd/a/655bf0ef-370b-4737-8a48-f4adee0f4889/Med-Sea_CW_Macroalgae.pdf
- 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. Mar. Pol. Bull. 58: 1727–1733

JRC, 2010. Marine Strategy Framework Directive – Task Group 1 Report Biological diversity. Authors: S.K.J. Cochrane, D.W. Connor, P. Nilsson, I. Mitchell, J. Reker, J. Franco, V. Valavanis, S. Moncheva, J. Ekeboom, K. Nygaard, R. Serrão Santos, I. Narberhaus, T. Packeiser, W. van de Bund, A.C. Cardoso. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities 111 pp.

Gowen, R.J. McQuatters-Gollop, A. Tett, P. Best, M. Bresnan, E. Castellani, C. Cook, K. Forster, R. Scherer, C. Mckinney, A. 2011. The Development of UK Pelagic (Plankton) Indicators and Targets for the MSFD, Belfast, 2011.

Katsanevakis, S., Weber, A., Pipitone, C., Leopold, M., Cronin, M., Scheidat, M., Doyle, T.K., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., D'Anna, G., de Boois, I., Dalpadado, P., Damalas, D., Fiorentino, F., Garofalo, G., Giacalone, V.M., Hawley, K.L., Issaris, Y., Jansen, J., Knight, C.M., Knittweis, L., Kröncke, I., Mirto, S., Muxika, I., Reiss, H., Skjoldal, H.R., Vöge, S., 2012. Monitoring marine populations and communities: methods dealing with imperfect detectability Aquatic Biology 16: 31–52.

Lopez y Royo, C., Casazza, G., Pergent-Martini, C., Pergent, G., 2010. A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters. Ecological Indicators. 10: 380–389.

Muxika I., Borja A., Bald J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European water framework Directive. Mar. Poll. Bull., 55: 16-29.

Oliva, S., Mascaro, O., Llagostera, I., Perez, M., Romero, J., 2011. Selection of metrics based on the seagrass *Cymodocea nodosa* and development of a biotic index (CYMOX) for assessing ecological status of coastal and transitional waters. Estuarine, Coastal and Shelf Science xx, 1–11.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. Mediterranean Mar. Res. 2 (2), 45–65.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). Ecological Indicators 3: 27-33.

Orfanidis, S., Papathanasiou, V., Gounaris, S., Theodosiou, T., 2010. Size distribution approaches for monitoring and conservation of coastal *Cymodocea* habitats. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 20: 177–188

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Ugland, K.I., 2011. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. Mediterranean Marine Science, 12(2): 199–231.

OSPAR, 2012. OSPAR's MSFD Advice Manual on Biodiversity. Approaches to determining good environmental status, setting of environmental targets and selecting indicators for Marine Strategy Framework Directive Descriptors 1, 2, 4 and 6. Version 3.1. Prepared by ICG COBAM. OSPAR Commission BDC 12/2/4-E.

Pearson, T. H., Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16, 229-311.

Pinedo, S., Jordana, E., Ballesteros, E., 2014. A Critical analysis on the response of macroinvertebrate communities along disturbance gradients: description of MEDOCC (MEDiterranean OCCidental) index.

Romero, J., Martinez-Crego, B., Alcoverro, T., Perez, 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.

Simboura, N., Zenetos, A., 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3/2:77-111.

Tett, P., Carreira, C., Mills, D.K., van Leeuwen, S., Foden, J., Bresnan, E., Gowen, R.J. 2008. Use of a phytoplankton community index to assess the health of coastal waters. *ICES J. Mar. Sci.* 65(8), 1475-1482.

UNEP/MAP- Blue Plan, 2009. State of the environment and development in the Mediterranean. UNEP/MAP-Blue Plan, Athens.

UNEP, 2013. SAP BIO implementation: The first decade and way forward. UNEP(DEPI)/MED WG.382/5. UNEP RAC/SPA, Tunis.

Suggested additional bibliography for common indicator: Species distributional range

A. Bermejo. 2010. Bird Numbers 2010: Monitoring, indicators and targets. 18th Conference of the European Bird Census Council. SEO/BirdLife.

Casale, P. and Margaritoulis, D. (Eds.) .2010. Sea turtle in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities. Gland, Switzerland: UICN. 294 pp.

Citta, J., M. H. Reynolds, and N. Seavy. 2007. Seabird Monitoring Assessment for Hawaii and the Pacific Islands. Hawaii Cooperative Studies Unit Technical Report. HSCU-007. University of Hawaii at Hilo, 122 pp.

C. Gjerdrum, E. J. H. Head and D. A. Fifield .2009. Monitoring Seabirds at Sea in Eastern Canada. Environment Canada, Canadian Wildlife Service.

C. H. Graham and R. J. Hijmans .2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, 15 pages.

C. J. Bibby, N. D. Burgess. 1993. Bird Census Techniques . RSPB, BTO. Academic Press.*

C. M. Perrins, J. D. Lebreton and G. J. M. Hirons. 1991. Bird Population Studies: Relevance to conservation and management.. Oxford Ornithology Series.

CPPS/PNUMA. 2012. Atlas sobre distribución, rutas migratorias, hábitats críticos y amenazas para grandes cetáceos en el Pacífico oriental. Comisión Permanente del Pacífico Sur - CPPS / Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. Guayaquil, Ecuador. 75p.

EUROPARC-ESPAÑA .2005. – Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid, 176 p.

Franzosini C., Genov, T., Tempesta, M. 2013. Cetacean Manual for MPA managers. ACCOBAMS, MedPAN and UNEP/MAP-RAC/SPA. Ed. RAC/SPA, Tunis. 77 pp.

F., Fyhr, Å., Nilsson, A., Nyström Sandman .2013. A review of Ocean Zoning tools and Species distribution modelling methods for Marine Spatial Planning. AQUABIOTA, MARMONI.

G. Gilbert, D. W. Gibbons and J. Evans. 1998. Bird Monitoring Methods . RSPB, BTO, WWT, JNCC, ITE.

ICES. 2013. Report of the Joint ICES/OSPAR Ad hoc Group on Seabird Ecology (AGSE), 28–29 November 2012, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2012/ACOM:82. 30 pp.

In-Water Monitoring of Sea Turtles of the South Caribbean of Costa Rica. Volunteer Manual. <http://www.eco-index.org/search/pdfs/WIDECAS.T.CR.volunteer.pdf>

John W. Chardine .2002. Basic guidelines for setting up a breeding seabird monitoring program for Caribbean countries. Canadian Wildlife Service.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

M. Steinkamp, B. Peterjohn, V. Byrd, H. Carter and R. Lowe., 2003. Breeding Season Survey Techniques for Seabirds and Colonial Waterbirds throughout North America .

National Park Service. 2012. Guidance for designing an integrated monitoring programme. Natural Resource Report NPS/NRSS/NRR—545. National Park Service, Fort Collins, Colorado.

PNUMA World Conservation Monitoring Centre. Guía para el desarrollo y el uso de indicadores de biodiversidad nacional. UNEP, WCMC, GEF, BIP. <http://www.bipnational.net/LinkClick.aspx?fileticket=%2BTrPg0MJEcY%3D&tabid=38&language=en-US>

R. A. Robinson and N. Ratcliffe .2010. The Feasibility of Integrated Population Monitoring of Britain's Seabirds. BTO Research Report No. 526

Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.

SWOT Scientific Advisory Board .2011. The State of the World's Sea Turtles (SWOT). Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

SWOT Scientific Advisory Board .2011. The State of the World's Sea Turtles (SWOT). Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

UNEP/MAP-RAC/SPA.1988. – Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*). <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA.1997. – General principles and definition of the geographical coverage for the preparation of inventories of the elements of biological diversity in the Mediterranean region, and criteria for the preparation of national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2000. – The Standard data - entry form (SDF) for national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2003. – Action Plan for the conservation of bird species listed in annex II of the Protocol concerning specially protected areas and biological diversity in the Mediterranean. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Proceedings of the first symposium on the Mediterranean action plan for the conservation of marine and coastal birds. Aransay N. edit., Vilanova i la Geltrú, (Spain), 17-19 November 2005, RAC/SPA pub. Tunis: 103p. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Programa de acción estratégico para la conservación de la diversidad biológica (SAP BIO) en la región mediterránea. Serie técnica Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.

UNEP/MAP RAC/SPA .2007. Action Plan for the conservation of Mediterranean marine turtles. Ed. RAC/SPA, Tunis, 40pp. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA – Action Plan for the Conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP RAC/SPA.2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. By Bazairi, H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., Lleonart, J., Torchia, G., and Rais, C., Ed. RAC/SPA, Tunis; 100 pages.

UNEP/MAP, 2012: State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment, UNEP/MAP – Barcelona Convention, Athens.

Walsh, P.M., Halley, D.J., Harris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W., & Tasker, M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, Peterborough.

Suggested additional bibliography for the common indicator: Population abundance

Abstracts de las Presentaciones del VI Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos,2013
http://www.cetaceos.com/congresosec2013/data/Libro_de_ABSTRACTS_VI_Congreso_SE_C_Tarifa_2013.pdf

A. Bermejo. Bird Numbers 2010: Monitoring, indicators and targets. 18th Conference of the European Bird Census Council. SEO/BirdLife.

Bentivegna F., Maffucci F., Mauriello V. (compilers). 2011. Book of Abstracts. 4th Mediterranean Conference of Marine Turtles Napoli - Italy. 130 pages.

Bradai M.N. and P. Casale 2012. Proceedings of the Third Mediterranean Conference on Marine Turtles, Barcelona Convention - Bern convention - Bonn Convention (CMS). Tunis, Tunisia: 130 pp.

Breeding Season Survey Techniques for Seabirds and Colonial Waterbirds throughout North America .2003. M. Steinkamp, B. Peterjohn, V. Byrd, H. Carter and R. Lowe.

- Casale, P. and Margaritoulis, D. (Eds.) .2010. Sea turtle in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities. Gland, Switzerland: UICN. 294 pp.
- Citta, J., M. H. Reynolds, and N. Seavy. 2007. Seabird Monitoring Assessment for Hawaii and the Pacific Islands. Hawaii Cooperative Studies Unit Technical Report. HSCU-007. University of Hawaii at Hilo, 122 pp.
- C. Gjerdrum, E. J. H. Head and D. A. Fifield .2009. Monitoring Seabirds at Sea in Eastern Canada. Environment Canada, Canadian Wildlife Service.
- C. H. Graham and R. J. Hijmans .2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, 15
- C. J. Bibby, N. D. Burgess. 1993. *Bird Census Techniques* . RSPB, BTO. Academic Press.
- C. M. Perrins, J. D. Lebreton and G. J. M. Hirons . 1991. *Bird Population Studies: Relevance to conservation and management*. Oxford Ornithology Series.
- CPPS/PNUMA. 2012. Atlas sobre distribución, rutas migratorias, hábitats críticos y amenazas para grandes cetáceos en el Pacífico oriental. Comisión Permanente del Pacífico Sur - CPPS / Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. Guayaquil, Ecuador. 75p.
- EUROPARC-ESPAÑA .2005. – Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid, 176 p.
- Franzosini C., Genov, T., Tempesta, M. .2013. Cetacean Manual for MPA managers. ACCOBAMS, MedPAN and UNEP/MAP-RAC/SPA. Ed. RAC/SPA, Tunis. 77 pp.
- F., Fyhr, Å., Nilsson, A., Nyström Sandman .2013. A review of Ocean Zoning tools and Species distribution modelling methods for Marine Spatial Planning. AQUABIOTA, MARMONI.
- G. Gilbert, D. W. Gibbons and J. Evans. 1998. *Bird Monitoring Methods* . RSPB, BTO, WWT, JNCC, ITE.
- ICES. 2013. Report of the Joint ICES/OSPAR Ad hoc Group on Seabird Ecology (AGSE), 28–29 November 2012, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2012/ACOM:82. 30 pp.
- In-Water Monitoring of Sea Turtles of the South Caribbean of Costa Rica. Volunteer Manual. <http://www.eco-index.org/search/pdfs/WIDECAS.T.CR.volunteer.pdf>
- John W. Chardine .2002. Basic guidelines for setting up a breeding seabird monitoring programme for Caribbean countries. Canadian Wildlife Service.
- M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB /ITE / Seabird Group, Peterborough.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- National Park Service. 2012. Guidance for designing an integrated monitoring programme. Natural Resource Report NPS/NRSS/NRR—545. National Park Service, Fort Collins, Colorado.

PNUMA World Conservation Monitoring Centre. Guía para el desarrollo y el uso de indicadores de biodiversidad nacional. UNEP, WCMC, GEF, BIP. <http://www.bipnational.net/LinkClick.aspx?fileticket=%2BTrPg0MJEcY%3D&tabid=38&language=en-US>

R. A. Robinson and N. Ratcliffe .2010. The Feasibility of Integrated Population Monitoring of Britain's Seabirds. BTO Research Report No. 526

Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.

SWOT Scientific Advisory Board .2011.. The State of the World's Sea Turtles (SWOT). Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

UNEP/MAP-RAC/SPA.1988. – Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*). <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .1997. – General principles and definition of the geographical coverage for the preparation of inventories of the elements of biological diversity in the Mediterranean region, and criteria for the preparation of national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2000. – The Standard data- entry form (SDF) for national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2003. – Action Plan for the conservation of bird species listed in annex II of the Protocol concerning specially protected areas and biological diversity in the Mediterranean. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Proceedings of the first symposium on the Mediterranean action plan for the conservation of marine and coastal birds. Aransay N. edit., Vilanova i la Geltrú, (Spain), 17-19 November 2005, RAC/SPA pub. Tunis: 103p.

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Programa de acción estratégico para la conservación de la diversidad biológica (SAP BIO) en la región mediterránea. Serie técnica Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.

UNEP/MAP-RAC/SPA. 2007. Action Plan for the conservation of Mediterranean marine turtles. RAC/SPA, Tunis, 40pp. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA – Action Plan for the Conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA 2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. By Bazairi, H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., Lleonart, J., Torchia, G., and Rais, C., Ed. RAC/SPA, Tunis; 100 pages.

UNEP/MAP: State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment, UNEP/MAP – Barcelona Convention, Athens, 2012.

Walsh, P.M., Halley, D.J., Harris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W., & Tasker, M.L. 1995.

Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, Peterborough.

Suggested additional bibliography for the common indicator: Population demographic characteristics

A. Bermejo.2010: Monitoring, indicators and targets. 18th Conference of the European Bird Census Council. SEO/BirdLife.

Bentivegna F., Maffucci F., Mauriello V. (compilers). 2011. Book of Abstracts. 4th Mediterranean Conference of Marine Turtles Napoli - Italy. x p.p.

BRADAI M.N. and P. Casale (Editors). 2012. Proceedings of the Third Mediterranean Conference on Marine Turtles, Barcelona Convention - Bern convention - Bonn Convention (CMS). Tunis, Tunisia: 130 pp.

Breeding Season Survey Techniques for Seabirds and Colonial Waterbirds throughout North America .2003. M. Steinkamp, B. Peterjohn, V. Byrd, H. Carter and R. Lowe.

Casale, P. and Margaritoulis, D. (Eds.) .2010. Sea turtle in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities. Gland, Switzerland: UICN. 294 pp.

Citta, J., M. H. Reynolds, and N. Seavy. 2007. Seabird Monitoring Assessment for Hawaii and the Pacific Islands. Hawaii Cooperative Studies Unit Technical Report. HSCU-007. University of Hawaii at Hilo, 122 pp.

C. M. Perrins, J. D. Lebreton and G. J. M. Hirons. 1991. Bird Population Studies: Relevance to conservation and management . Oxford Ornithology Series.

VI Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos .2013. Abstracts de las Presentaciones. http://www.cetaceos.com/congresosec2013/data/Libro_de_ABSTRACTS_VI_Congreso_SE_C_Tarifa_2013.pdf

C. Gjerdrum, E. J . H . Head and D. A . Fifield .2009. Monitoring Seabirds at Sea in Eastern Canada. Environment Canada, Canadian Wildlife Service.

CPPS/PNUMA. 2012. Atlas sobre distribución, rutas migratorias, hábitats críticos y amenazas para grandes cetáceos en el Pacífico oriental. Comisión Permanente del Pacífico Sur - CPPS / Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. Guayaquil, Ecuador. 75p.

C. H. Graham and R. J. Hijmans .2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. Global Ecology and Biogeography, 15

ELSEVIER. 2013. Marine Pollution Bulletin: Good Environmental Status of marine ecosystems: What is it and how do we know when we have attained it? [https://estudogeral.sib.uc.pt/bitstream/10316/25590/1/1-s2.0-S0025326X13005353-main\(1\).pdf](https://estudogeral.sib.uc.pt/bitstream/10316/25590/1/1-s2.0-S0025326X13005353-main(1).pdf)

EUROPARC-ESPAÑA .2005. – Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid, 176 p.

Franzosini C., Genov, T., Tempesta, M. .2013. Cetacean Manual for MPA managers.

ACCOBAMS, MedPAN and UNEP/MAP-RAC/SPA. Ed. RAC/SPA, Tunis. 77 pp.

F., Fyhr, Å., Nilsson, A., Nyström Sandman .2013. A review of Ocean Zoning tools and Species distribution modelling methods for Marine Spatial Planning. AQUABIOTA, MARMONI.

G. Gilbert, D. W. Gibbons and J. Evans. 1998. Bird Monitoring Methods . RSPB, BTO, WWT, JNCC, ITE.

ICES. 2013. Report of the Joint ICES/OSPAR Ad hoc Group on Seabird Ecology (AGSE), 28–29 November 2012, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2012/ACOM:82. 30 pp.

In-Water Monitoring of Sea Turtles of the South Caribbean of Costa Rica. Volunteer Manual. 22 pages.

<http://www.eco-index.org/search/pdfs/WIDECASST.CR.volunteer.pdf>

John W. Chardine .2002. Basic guidelines for setting up a breeding seabird monitoring programme for Caribbean countries. Canadian Wildlife Service.

J. Bibby, N. D. Burgess. 1991. Bird Census Techniques . RSPB, BTO. Academic Press.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

National Park Service. 2012. Guidance for designing an integrated monitoring programme. Natural Resource Report NPS/NRSS/NRR—545. National Park Service, Fort Collins, Colorado.

PNUMA World Conservation Monitoring Centre. Guía para el desarrollo y el uso de indicadores de biodiversidad nacional. UNEP, WCMC, GEF, BIP. <http://www.bipnational.net/LinkClick.aspx?fileticket=%2BTrPg0MJEcY%3D&tabid=38&language=en-US>

Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.

R. A. Robinson and N. Ratcliffe .2010. The Feasibility of Integrated Population Monitoring of Britain's Seabirds. BTO Research Report No. 526

SWOT Scientific Advisory Board .2011. The State of the World's Sea Turtles (SWOT). Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

UNEP/MAP-RAC/SPA .1988. – Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*). <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .1997. – General principles and definition of the geographical coverage for the preparation of inventories of the elements of biological diversity in the Mediterranean region, and criteria for the preparation of national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2000. – The Standard data- entry form (SDF) for national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2003. – Action Plan for the conservation of bird species listed in annex II of the Protocol concerning specially protected areas and biological diversity in the Mediterranean. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Proceedings of the first symposium on the mediterranean action plan for the conservation of marine and coastal birds. Aransay N. edit., Vilanova i la Geltrú, (Spain), 17-19 November 2005, RAC/SPA pub. Tunis: 103p.

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Programa de acción estratégico para la conservación de la diversidad biológica (SAP BIO) en la región mediterránea. Serie técnica Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.

UNEP/MAP-RAC/SPA. 2007. Action Plan for the conservation of Mediterranean marine turtles. Ed. RAC/SPA, Tunis, 40pp. <http://rac-spa.org/>

UNEP-MAP-RAC/SPA – Action Plan for the Conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP: State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment, UNEP/MAP – Barcelona Convention, Athens, 2012.

UNEP-MAP-RAC/SPA 2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. By Bazairi, H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., Lleonart, J., Torchia, G., and Rais, C., Ed. RAC/SPA, Tunis; 100 pages.

Walsh, P.M., Halley, D.J., Harris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W., & Tasker, M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, Peterborough.

Annexe I

Orientation concernant l'application de chaque étape des tâches préparatoires pour la surveillance de la diversité biologique dans le cadre de l'EcAp

Tâches préparatoires

Les tâches préparatoires requises avant d'entamer le principal processus de surveillance comprennent ce qui suit, sans s'y limiter:

Tâche 1: Collecter des données environnementales et concernant l'activité humaine

Le développement d'un programme d'évaluation et de surveillance doit se baser sur une compréhension holistique de la région ou de la sous-région à évaluer. Compiler les informations pertinentes dans un Système d'Information Géographique est recommandé pour permettre une compréhension spatiale (et temporelle) de la relation entre les activités humaines (qui pourrait générer des pressions négatives sur l'environnement) et les caractéristiques de l'environnement, y compris sa biodiversité.

Les informations suivantes, qui seront utilisées d'une manière directe dans le cadre de nombreux aspects de l'application de l'EcAp, devront être compilées:

- a. Les principales activités humaines passées ou courantes qui pourraient potentiellement affecter ou auraient affecté la diversité biologique;
- b. La distribution, l'intensité et la fréquence des pressions à partir d'activités humaines;
- c. Des caractéristiques réglementaires et administratives significatives;
- d. Les principaux gradients physiques/océanographiques/géologiques (spatiaux et temporels) dans la région ou la sous-région.
- e. Les caractéristiques de la biodiversité, y compris:
 - i la distribution des types d'habitats sur le fond marin et dans la colonne d'eau;
 - ii la distribution des écotypes d'espèces;
 - iii habitats/communautés et espèces d'intérêt spécial (p. ex. ceux dont la protection est prévue dans des accords régionaux et internationaux et dans la législation de la Communauté);
- f. des données en cours ou des programmes de surveillance en place concernant la diversité biologique.

La Figure A1 illustre les différentes couches d'informations compilées dans un SIG.

Tâche 2: Identifier les composantes de la biodiversité présentes dans la région ou la sous-région

Identifier ces composantes de la biodiversité qui sont présentes dans la région/sous-région. Identifier les sous-espèces, les populations et les variantes génétiques, le cas échéant (p. ex. où il est susceptible d'avoir besoin d'une évaluation spécifique). Les espèces errantes dans la région/la sous-région ne doivent pas être incluses.

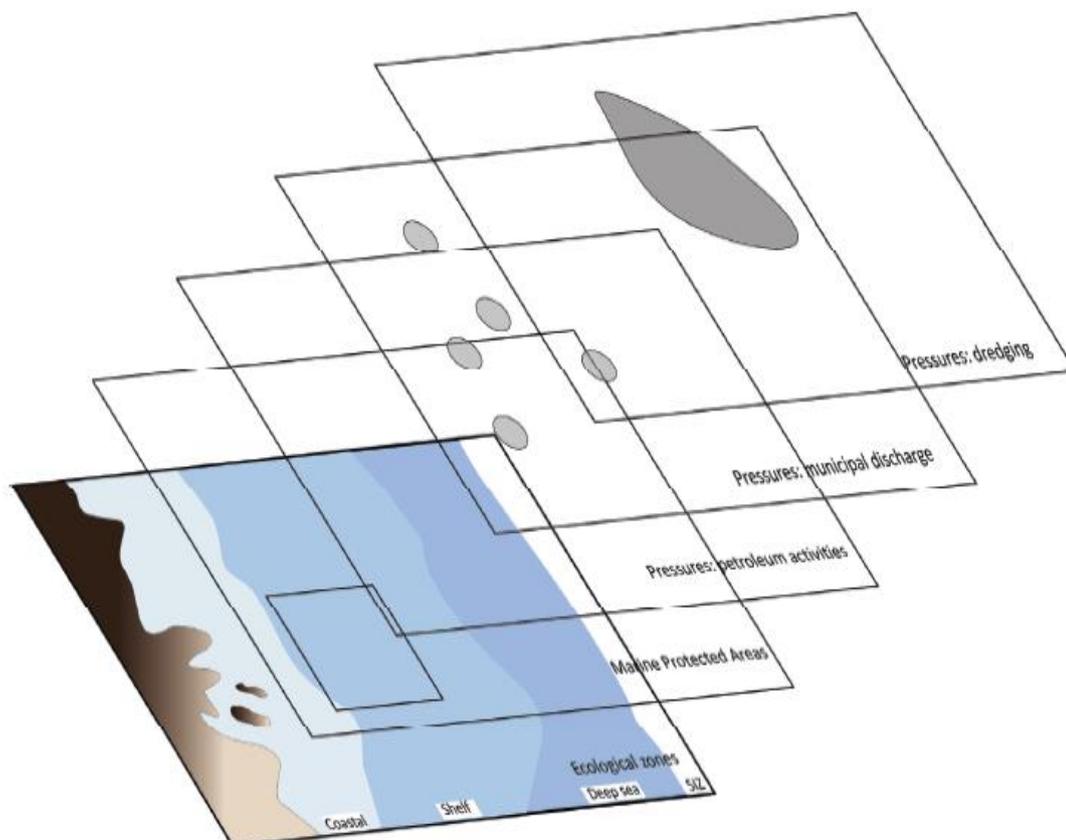


Figure A-1 Illustration des différents types de couches d'informations compilées dans un Système d'Information Géographique (SIG). Voir Figure 4.4 pour l'application à la prise de décision pour prioriser les zones à surveiller.

Tâche 3: Définir les zones d'évaluation écologiquement pertinentes

Définir un ensemble d'échelles (zones d'évaluation) écologiquement pertinents pour l'évaluation des composantes de la biodiversité dans la région ou la sous-région.

Tâche 4: Définir l'état (la condition) de référence

Les conditions de référence définissent l'état non affecté de la composante de la biodiversité et sont des conditions, comme il aurait été prévu, suivant 'les conditions physiographiques, géographiques et climatiques'. Cette phraséologie couvre également les conséquences du changement climatique. En conséquence, les effets négatifs sur la biodiversité résultant des changements de la température, de la salinité et de l'hydrographie de l'eau (courants océaniques et courants de marée, action des vagues) en raison du changement climatique (quand cela est connu) ne sont pas pris en considération dans la détermination du BEE de cet Objectif Ecologique. Toutefois, il est nécessaire de prendre en compte les effets du changement climatique dans l'élaboration des évaluations du BEE (p.ex. pour comprendre comment le changement climatique influence les critères pour une composante, particulièrement la distribution et la composition/l'abondance des espèces dans une communauté). Ainsi, il serait nécessaire de modifier la condition selon laquelle est évalué

l'état qui s'adapte aux changements naturels/climatiques dans la distribution et la composition des espèces dans chaque zone d'évaluation.

Les conditions de référence sont spécifiques à l'espèce, à l'écotype ou au type d'habitat/de communauté et à la zone d'évaluation écologique dans une région/une sous-région. Ainsi, les conditions de référence ont besoin d'être déterminées pour refléter ces principales variations dans le caractère écologique au sein de la sous-région. Ainsi, les conditions de référence doivent être déterminées pour les composantes et les critères à évaluer et à surveiller dans chaque aire d'évaluation. Les conditions de référence peuvent être établies de plusieurs manières:

- a. Utiliser les données actuelles de plusieurs sites dans l'aire d'évaluation (ou les aires biogéographiques équivalentes) qui ne sont pas considérées comme sujettes aux pressions des activités humaines;
- b. Utiliser les données historiques, compte tenu des changements à long terme dans les conditions physiographiques, hydrologiques et/ou climatiques en place;
- c. Utiliser le jugement d'expert, compte tenu des caractéristiques de la composante de la biodiversité qui pourrait être envisagée dans les conditions physiographiques, hydrologiques et/ou climatiques en place, et des types d'espèces sensibles aux pressions actuelles et passée des activités humaines, et qui, ainsi, peuvent ne pas être présentes actuellement.
- d. Certaines combinaisons des options susmentionnées.

Dans certaines circonstances, il ne sera pas possible d'établir des conditions de référence d'une manière satisfaisante. Toutefois, il serait plus approprié d'utiliser les conditions de base, élaborées à un moment spécifique dans le passé et qui sont considérées comme les meilleures à répondre aux exigences des conditions de référence (p. ex. non affectées par les pressions des activités humaines).

Annexe II

Liste indicative révisée des types d'habitats et des communautés biologiques associés pour la surveillance de la biodiversité de l'ECAP

Océanique Pélagique²⁰

Zones de remontée

Fronts

Gyres

Pélagique néritique

Benthique infralittoral (= photophile, p.ex. 0-50m)

Rocheux

1. Fonds durs associés à des communautés d'algues photophiles, avec une attention spéciale à certaines ceintures de *Cystoseira*.

Note: Les zones arides surpatûrées doivent être prises en considération

2. Communautés d'algues infralittorales (trottoir organogénique avec *Lithophyllum* spp), avec une attention spéciale aux:

faciès à Vermets ("trottoir" avec Vermets)

Sédimentaire

1. Prairies d'algues de mer (*Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera* sp.), avec une attention spéciale:

Récifs-barrières de *Posidonia* sp.,

Prairies de *Posidonia* sp., *Cymodocea* sp.

2. Communautés de sables infralittoraux ou de sables vaseux

Benthique Circalittoral (=Sciaphile, p.ex. 50-200m)

Rocheux

1. Fonds durs associés à des communautés coralligènes et des grottes semi-sombres,

Sédimentaires

- 1 Communautés du fond détritique côtier
2. Communautés de fonds détritiques en bordure (faciès avec *Leptometra phalangium*),

²⁰ Concernant les habitats océaniques pélagiques, le document UNEP(DEPI)/MED WG.382/11 "Vers l'identification et la Liste de Référence des Types d'Habitats Pélagiques dans la Méditerranée" a été préparé au nom du CAR/ASP pour aller de l'avant dans la compilation d'une liste de tels habitats soutenant l'exécution de la feuille de route de l'EcAp. Dans les conclusions de ce document, il a été recommandé que des efforts soient déployés pour la compilation d'une liste de référence de types d'habitats pélagiques à travers des consultations d'experts multidisciplinaires approfondies.

Benthique Bathyal (=sombre, p.ex. >200 m)

1. Communautés avec des récifs coralliens en eaux profondes
2. Zones d'infiltration et communautés associées aux boues bathyales (faciès avec *Isidella elongata*)
3. Communautés associées à des monts sous-marins

Annexe III

Liste indicative révisée des espèces pour la surveillance de la biodiversité de l'ECAP

A. Liste indicative des mammifères marines à considérer

- *Balaenoptera physalus* Rorqual commun
- *Delphinus delphis* Dauphin commun
- *Globicephala melas* Globicépale noir
- *Monachus monachus* Phoque moine
- *Physeter macrocephalus* Grand cachalot
- *Stenella coeruleoalba* Dauphin bleu
- *Tursiops truncatus* Dauphin à gros nez
- *Ziphius cavirostris* Baleine à bec de Cuvier

B. Liste indicative révisée des oiseaux de mer pour la surveillance de la biodiversité de l'ECAP:

- *Larus audouinii* (Payraudeau, 1826)
- *Phalacrocorax aristotelis* (Linnaeus, 1761)
- *Puffinus mauretanicus* (Lowe, PR, 1921)
- *Puffinus yelkouan* (Brünnich, 1764)
- *Sterna albifrons*, ou *Sterna nilotica* (Gmelin, JF, 1789) ou *Sterna sandvicensis* (Latham, 1878)

C. Une liste indicative révisée des tortues de mer pour la surveillance de la biodiversité de l'ECAP

- *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758)
- *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758)

Annexe IV

Tableau A1

Tableau de relation indicatif entre les pressions de l'environnement et les principaux impacts sur l'environnement marin²¹

²¹ Le tableau représente le droit d'auteur - compte tenu du fait que ce document reflète les opinions de son auteur et ne représente en aucun cas l'opinion de la Commission Européenne.

Pressures	Type	Source of pressure Examples focus on marine				Destination of pressure				Impacts on marine environment				
		Air	Land	Water	Marine	Air	Land	Water	Sea	Physical	Hydrological	Chemical	Biological	
Physical	Constructions on coast and at sea (concreta, metal, etc)	Inputs			Barrages, dams	Offshore (e.g. renewable energy, tidal power) & coastal (e.g. ports, marinas) industry, coastal defences, barrages, dams					Seabed substrate, topography	Water movement changes (waves, currents, river flows), turbidity	Salinity changes	Loss of habitat for species (mobile) and communities (seabed); barriers to species movements
	Disturbance/damage of sea floor	Change				Fishing, trampling on shores, beach cleaning and replenishment					Seabed habitat structure	Water clarity, turbidity		Community changes
	Mineral extraction (sand, gravel, rock etc)	Extraction				Sand & gravel extraction, navigational dredging					Seabed habitat structure	Water clarity, turbidity		Community changes
	Water extraction	Extraction			Irrigation, domestic use, industrial use	Desalination						Turbidity, water volume	Salinity changes	
Energy	Heat	Inputs				Power station cooling						Sea temperature		Species distributional changes
	Noise	Inputs				Shipping, piling, military								Displacement of species, behavioural changes
	Light	Inputs				Offshore platforms								Behavioural changes (birds); plant growth
	Electromagnetic waves	Inputs				Cables								Behavioural changes (e.g. fish)
Chemicals and other pollutants	Nutrients (N, P, organics)	Inputs		Agriculture, urban waste water	Aquaculture	Aquaculture						Water clarity	Deoxygenation, nutrient balance	Plankton blooms, macroalgal growth, species mortality
	Contaminants (hazardous substances, radionuclides) diffuse/point sources	Inputs		Industry, urban, agriculture		Offshore industry (oil & gas), aquaculture							Chemical balance	Sub-lethal effects (incl. seafood)
	Contaminants (acute events, e.g. oil spills)	Inputs				Shipping, oil & gas industry								Death/injury to species, health of species
	CO ₂ , greenhouse gases	Inputs	Aviation emissions	Industry, transport, urban	Shipping emissions	Shipping emissions						Sea temperature, wave action, currents, sea level	pCO ₂ /acidification	Species distribution, behaviour and reproductive capacity changes
	Litter	Inputs		Industry, urban		Shipping, offshore operations					Smothering of habitat			Death/injury to species, health of species
Biological	Non-indigenous species	Inputs				Shipping ballast water, hulls, aquaculture								Community changes
	Translocation of (native) species	Change				Aquaculture								Genetic changes
	Introduction of genetically modified species	Inputs				Aquaculture								Genetic changes
	Microbial pathogens	Inputs		Urban waste water, sewage from agriculture		Aquaculture								Shellfish health, human health
	Removal of species (targeted, non-targeted)	Extraction		Hunting	Fishing	Fishing, hunting, harvesting, bioprospecting								Population changes, community changes
	Injury/death to species	Change	Hunting (wildfowl)	Transport		Shipping/wind farm collision; fishing (trawling)								Population changes
	Disturbance of species	Change				Ecotourism, shipping								Behavioural changes
Anthropogenic pressure = an input, alteration or extraction of physical, chemical or biological substances, properties or functions of the natural environment which results directly or indirectly from human activities.						Priority: highest				Priority: medium		Priority: lowest		

Pressions		Type	Source de pression Exemples centrés sur la vie marine				Destination de la pression				Impact sur l'environnement <u>marin</u>			
			Air	Terre	Eau	Mer	Air	Terre	Eau	Mer	Physique	Hydrologique	Chimique	Biologique
Physiques	Constructions sur le littoral et dans la mer (béton, métal, etc.)	Entrants			Barrages	Industries offshore (p.ex. énergie renouvelable, énergie maremotrice) & cotières (p.ex. ports, marinas), défenses côtières, barrages					Substrat du fond marin, topographie	Changements du mouvement des eaux (vagues, courants, etc.), turbidité	Changement de la salinité	Perte d'habitats pour les espèces (mobiles) et les communautés (fond marin); barrières aux mouvements des espèces
	Perturbation/nuisance au fond marin	Changement				Pêche, piétinement du littoral, nettoyage de la plage et renouvellement					Structure des habitats du fond marin	Clareté de l'eau, turbidité		Changements de la communauté
	Extraction minière (sable, gravier, roche, etc)	Extraction				Extraction de sable et de graviers, dragage maritime					Structure des habitats du fond marin	Clareté de l'eau, turbidité		Changements de la communauté
	Extraction de l'eau	Extraction			Irrigation, usage domestique, usage industriel	Dessalement						Turbidité, volume de l'eau	Changement de la salinité	
Energie	Chaleur	Entrants				Refroidissement des centrales électriques						Température de la mer		Changements dans la distribution des espèces
	Bruit	Entrants				Transport maritime, pilotage. Militaire								Déplacement des espèces, changements de comportement

			urbain		opérations offshore								nuisance aux espèces, santé des espèces
Biologiques	Espèces non indigènes	Entrants			Eaux de ballast du transport maritime, coques, aquaculture								Changements de la communauté
	Translocation d'espèces (natives)	Changement			Aquaculture								Changements génétiques
	Introduction d'espèces génétiquement modifiées	Entrants			Aquaculture								Changements génétiques
	Pathogènes microbiens	Entrants		Eaux usées urbaines, eaux usées pour l'agriculture	Aquaculture								Santé des mollusques, santé de l'homme
	Elimination d'espèces (cibles, non-cibles)	Extraction		Chasse	Pêche	Pêche, chasse, récolte, bioprospection							Changement de la population, changement de la communauté
	Nuisance aux espèces/décès des espèces	Changement	Chasse (oiseaux sauvages)	Transport		Collision parcs éoliens/transport maritime; pêche (chalutage)							Changements de la population
	Perturbation d'espèces	Changement				Ecotourisme, transport maritime							Changements comportementaux
Pression anthropique = entrant, altération ou extraction de substances physiques, chimiques ou biologiques, ainsi que propriétés ou fonctions générées directement ou indirectement par les activités humaines							Priorité: Elevée				Priorité: Moyenne		Priorité: Faible

Annexe V

Aperçus des critères et méthodes pour le contrôle de la biodiversité

A. Aperçu des critères de surveillance internationale et pertinente

Lignes directrices pertinentes développées avec ISO et/ou CEN comme suit:

EN 14996 Qualité de l'eau - Orientation pour assurer la qualité des évaluations écologiques et biologiques dans l'environnement aquatique

EN 15204 Qualité de l'eau - Orientation normalisée sur l'énumération du phytoplancton par le biais de la microscopie inversée (technique Utermöhl)

EN ISO 16665:2014. Qualité de l'eau - Lignes directrices pour l'échantillonnage quantitatif et le traitement d'échantillons de la macrofaune marine de fonds mous.

EN ISO 19493:2007 Qualité de l'eau - Orientation sur les études biologiques marines des communautés de substrat solide

EN 15972:2011 Qualité de l'eau – Orientation sur les enquêtes quantitatives et qualitatives du phytoplancton marin

EN 16260:2012 Qualité de l'eau - Etudes visuelles des fonds marins par le moyen d'observation remorquée et/ou opérée à distance pour la collecte de données environnementales

EN 16161:2012 Qualité de l'eau - Orientation sur l'utilisation de techniques d'absorption in-vivo pour l'estimation de la concentration de chlorophylle dans l'échantillon marin et d'eau fraîche

B. Réexamen des méthodes d'échantillonnage pour les principales composantes du biote marin

Les méthodes d'échantillonnage telles que prévues par Katsanevakis et al. (Katsanevakis et al., 2012), outre les considérations portant sur la détectabilité imparfaite, sont résumées dans le Tableau A.2.

Le potentiel d'utilisation de l'ADN environnemental dans le cadre de la surveillance marine a été récemment passé en revue par Bourlat et al. (Bourlat et al., 2013), alors qu'il existe des ressources d'informations croissantes disponibles sur Internet²². Une autre approche promettante consiste en l'utilisation de caméras à haute définition, fixées à un avion pour surveiller les cétacés et les oiseaux de mer. La méthode est développée davantage dans plusieurs projets de recherche²³.

²² http://edna.nd.edu/Environmental_DNA_at_ND/Home.html
<http://www.environmental-dna.nl>
<http://pubs.usgs.gov/fs/2012/3146>
<http://www.asiancarp.us/edna.htm>
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22151771>

²³

http://mhk.pnnl.gov/wiki/images/d/d6/High_Definition_Imagery_for_Surveying_Seabirds_and_Marine_Mammals.pdf

Tableau A2

Méthodes appliquées à la surveillance des populations marines, pour les composantes du biote marin. Soulignées: les méthodes les plus communes pour chaque composante, ROV: (Véhicule télécommandé), CPUE: (capture par unité d'effort), PIT: (Transmetteur passif intégré), s.o. (sans objet), potentielles: méthodes éventuellement applicables. (de Katsanevakis et al., 2012)

Echantillonnage pilote	Echantillonnage à distance	Marquage-recapture	Etudes répétitives pour estimations d'occupation	Méthodes d'élimination	Autres
Invertébrés	s. o.	Marquage de la mégafaune (mollusques, crustacés)	Basées sur des échantillons endobenthiques répétitifs (potentiels)	Simple élimination de CPUE (pour la mégafaune)	
<u>Endobenthos:</u> <u>Bennes, carottiers; dispositifs du dragage; décompte de terriers</u>					
<u>Epibenthos:</u> <u>Chaluts, dispositifs du dragage, luges; transects linéaires (plongeurs, ROV=, caméras installées); cadrats, cadrats de photos</u>	Transects linéaires par des plongeurs ou des sous-marins	Marquage (mollusques crustacés, échinodermes)	Par des plongeurs	Elimination simple ou CPUE	Etudes de transects linéaires ou ponctuels d'interception
<u>Hyperbenthos:</u> <u>Luge à levier</u>	s. o.	s. o.	Basées sur des échantillons de luge répétitifs (potentiel)	CPUE	
Zooplankton	Transects linéaires montés sur des navires (pour le mégaplancton)	s. o.	Pour le mégaplancton (potentiel)	s. o.	Acoustique de l'Enregistreur Continu de Plancton (CPR)
<u>Filets remorqués:</u> <u>Transects par bande pour le mégaplancton (montés sur des navires, aérien, ROV, profileurs par vidéo, plongeurs)</u>					
Mammifères marins	<u>Transects linéaires montés sur un navire ou aériens</u>	<u>Identification par photo à partir d'un marquage naturel sur les nageoires caudales ou dorsales</u>	Montées sur un navire ou aériennes (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	Décompte de migrations
<u>Cétacés:</u> <u>Transects à bande montés sur un navire ou aériens</u>					
<u>Pinnipèdes:</u> <u>Echantillonnage cadrat de colonies</u>	s. o.	Identification par photo à partir d'un marquage naturel sur le pelage	Dans les grottes marines, les plages etc. (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	<u>Décompte de colonies</u>
Oiseaux de mer	Transects linéaires montés sur des navires	<u>Baguage</u>	Montées sur un navire ou aériennes (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	Observations de la mer
<u>Transects à bande montés sur des navires ou aériens</u>					
Tortues de mer	Enquêtes aériennes ou de navires (transects linéaires)	Marquage par transpondeur passif intégré, marquage satellitaire	Montées sur un navire, aériennes ou sur la base de plongeurs (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	<u>Décompte de nids</u>
<u>Transects à bande montés sur des navires ou aériens</u>					

C. Méthodes de recensement des habitats benthiques

Tableau A3 Méthodes de recensement des habitats benthiques utiles pour localiser, déterminer l'étendue et évaluer la biodiversité (tel que adapté à partir de EC, 2007).

Type de données	Données utiles pour localiser, déterminer l'étendue et évaluer la biodiversité de l'habitat selon le type de l'habitat			
	"Biocénose de sable fin dans les eaux très peu profondes"	"Fonds marins durs associés aux algues photophiles", "Biocénose d'algues infralittorales"	"Fonds marins durs associés à la biocénose Coralligène"	Prairies d'algues de mer (<i>Posidonia oceanica</i> , <i>Cymodocea nodosa</i> , <i>Zostera</i> spp)
Méthodes à distance				
Sonar à balayage latéral ¹	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Applicable
Bathymétrie multifaisceaux ¹	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Applicable sans certaines conditions
AGDS ¹ (Système de discrimination acoustique du fond)	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue
Images satellitaires ²	Localisation, étendue	Localisation, étendue (pas de distinction entre les sous-types de récif)		Localisation, étendue
Photographie aérienne ^{1,2}	Localisation, étendue			Localisation, étendue
Echantillonnage direct et méthodes d'observation:				
Echantillonnage aléatoire/carottage ³	Etendue / Biodiversité	Biodiversité (application limitée)	Biodiversité (non recommandée)	Biodiversité (non recommandée)
Echantillonnage par plongée	Biodiversité	Biodiversité	Biodiversité	Biodiversité
Caméra vidéo remorquée ³	Etendue	Etendue / Biodiversité (non recommandée)	Etendue	Etendue
Caméra vidéo rabattable/ photographie/ROV	Etendue / Biodiversité	Etendue / Biodiversité	Etendue / Biodiversité	Etendue / Biodiversité
Chalut épibenthique/dragage ³	Biodiversité (application limitée)	Non recommandée ³	Non recommandée ³	Non recommandé

Notes:

1 Pour tous les types de détection à distance, distinguer les habitats l'un de l'autre et à partir des fonds marins avoisinants dépend de la résolution de la méthode d'échantillonnage = une résolution plus élevée donnerait de meilleures données pour distinguer les habitats, mais couvrira des zones plus petites et sera plus chère pour collecter et traiter ces données que celles à faible résolution.

2 Les photographies aériennes et les images satellitaires ne sont utilisées que dans les eaux peu profondes (6-7m de profondeur dans le NO de la Méditerranée et 10-15m de profondeur dans le SE de la Méditerranée), en fonction de la clarté de l'eau et d'autres facteurs.

3 L'échantillonnage aléatoire/le carottage et le dragage/chalutage sont des méthodes d'échantillonnage relativement destructives. Ces méthodes peuvent apporter des données utiles, mais leur utilisation extensive n'est pas recommandée pour l'évaluation d'habitats sensibles aux dégâts physiques (p.ex. récif biogène, herbiers marins et fonds maerl) et ne doivent pas être utilisées pour en identifier l'étendue. La vidéo remorquée peut également s'avérer destructive pour les habitats fragiles, si elle touche le fonds marin et n'est pas recommandée dans ces cas-là.