



NATIONS
UNIES

EP

UNEP/MED WG.474/Inf. 3



PNUE



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

29 Avril 2019

Français

Original : Anglais

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

Rome, Italie, 21 mai 2019

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

Les protocoles de surveillance des Indicateurs communs 3,4,5 et 6 de l'Approche Écosystémique

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

Note du Secrétariat

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

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

1. indicateur commun 1 : Aire de répartition de l'habitat (EO1) pour considérer également l'étendue de l'habitat comme un attribut pertinent ;
2. indicateur commun 2 : État des espèces et des communautés caractéristiques de l'habitat (EO1) ;
3. indicateur commun 3 : Aire de répartition des espèces (EO1) liée aux mammifères marins, aux oiseaux marins, aux reptiles marins) ;
4. indicateur commun 4 : Abondance des populations d'espèces sélectionnées (EO1, liées aux mammifères marins, oiseaux de mer, reptiles marins) ;
5. indicateur commun 5 : Caractéristiques démographiques de la population (EO1, p. ex. taille corporelle ou structure des classes d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité des mammifères marins, des oiseaux marins, des reptiles marins) ;
6. indicateur commun 6 : Tendances en matière d'abondance, d'occurrence temporelle et de distribution spatiale des espèces non indigènes, en particulier des espèces non indigènes envahissantes, notamment dans les zones à risque (EO2, par rapport aux principaux vecteurs et voies de propagation de ces espèces) ;

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

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

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

Le présent document fournit des informations sur les protocoles de surveillance des indicateurs communs 3, 4 et 5 relatifs aux mammifères marins, aux tortues marines et aux oiseaux marins, ainsi que l'indicateur commun 6 relatif aux espèces non indigènes. Il a été discuté et examiné lors de la réunion précédente du Groupe de correspondance de l'approche écosystémique sur la surveillance (CORMON), la biodiversité et la pêche (Marseille, France, 12-13 février 2019). Tous les commentaires et suggestions reçus des Parties contractantes ont été pris en considération et inclus dans cette version.

Le document est soumis à la réunion du Groupe de correspondance sur la surveillance (CORMON), la biodiversité et la pêche (Rome, Italie, 21 mai 2019) pour information et approbation finale.

Table des matières

TABLE DES MATIERES	1
A. LIGNES DIRECTRICES POUR LA SURVEILLANCE DES CETACES EN MEDITERRANEE.....	1
B. LIGNES DIRECTRICES POUR LA SURVEILLANCE DU PHOQUE MOINE DE MEDITERRANEE.....	1
C. LIGNES DIRECTRICES POUR LA SURVEILLANCE DES OISEAUX DE MER EN MEDITERRANEE.....	1
D. LIGNES DIRECTRICES POUR LA SURVEILLANCE DES TORTUES MARINES EN MEDITERRANEE.....	82
E. LIGNES DIRECTRICES POUR LA SURVEILLANCE DES ESPECES NON INDIGENES (ENI).....	120

A. Lignes directrices pour la surveillance des cétacés en Méditerranée

Contenu

1. INTRODUCTION.....	3
1.1. Arrière-plan	3
1.2. Objectif du présent document.....	3
1.3. Indicateurs 3, 4, 5	4
2. ESPECES CONCERNEES.....	4
3. METHODES DE SURVEILLANCE.....	5
3.1. Tableaux de synthèse.....	5
3.2. Considérations générales	17
3.2.1. Considérations scientifiques relatives à l'échantillonnage et l'analyse.....	17
3.2.2. Complémentarité des méthodes de surveillance.....	17
3.2.3. Personnel formé et qualifié.....	18
3.3. Méthodes de surveillance standard d'animaux vivants	18
3.3.1. Méthode de surveillance visuelle.....	18
3.3.1.1. Méthode du transect de ligne	18
3.3.2. Surveillance acoustique passive (SAP)	25
3.3.2.1. Transect de ligne par détection acoustique passive (hydrophone remorqué)	25
3.3.2.2. Acoustique passive fixe	27
3.3.3. Surveillance basée sur le suivi focal d'individus.....	29
3.3.3.1. Photo-identification	30
3.3.3.2. Télémétrie.....	31
3.3.3.3. Biopsie.....	33
3.3.3.4. Localisation terrestre	35
3.4. Surveillance standard d'animaux échoués et de prises accidentelles	36
3.4.1. Échouage	36
3.4.2. Prises accidentelles	37
3.5. Nouvelles technologies de surveillance.....	38
3.5.1. Véhicules sous-marins aériens sans pilote.....	38
3.5.1.1. Échantillon depuis drone (image, souffle...).....	39
3.5.1.2. Véhicule sous-marin autonome et planeur sous-marin.....	40
3.5.2. Photos et vidéos	40
4. CONCLUSION.....	40
5. REFERENCES.....	42

Liste des tableaux

Tableau 1 - Synthèse énumérant les différentes méthodes de surveillance des cétacés recommandées pour renseigner les indicateurs du processus IMAP par espèce de cétacés.....	7
Tableau 2 - Synthèse des différentes méthodes de surveillance des cétacés concernant les indicateurs du processus IMAP auxquels elles peuvent contribuer, le délai d'obtention des résultats, les types de résultats, leur coût, le niveau des contraintes associées, leurs limitations ou biais et une indication sur la compatibilité entre les méthodes.....	9
Tableau 3 - Synthèse des différentes méthodes de surveillance des cétacés sur les ressources matérielles et humaines impliquées, une indication sur le stockage des données et le temps nécessaires pour traiter les analyses, et le niveau de compétences requises (+ = low, +++ = high).....	12
Tableau 4 – Caractéristiques des méthodes de surveillance des cétacés par rapport aux indicateurs 3, 4 et 5 du processus IMAP.....	15
Tableau 5 - Compatibilité avec la surveillance d'autres espèces pour les indicateurs 3, 4 et 5 (X : méthodes compatibles avec les autres espèces, 0 : méthode non compatible avec d'autres espèces	16

1. Introduction

1.1. Arrière-plan

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

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

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

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

1.2. Objectif du présent document

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

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

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

1.3. Indicateurs 3, 4, 5

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

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

- Indicateur 3 - Aires de répartition des espèces

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

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

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

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

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

2. Espèces concernées

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

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

L'IMAP recommande d'effectuer la surveillance et l'évaluation des indicateurs communs de cette sélection des espèces représentatives de cétacés

Cependant, trois autres espèces rares de cétacés se produisent en Méditerranée : le marsouin (*Phocoena phocoena*), sténo (*Steno bredanensis*), et l'orque (*Orcinus orca*). La décision de surveiller des espèces supplémentaires parmi celles-ci ne devrait pas entraver la surveillance de l'ensemble d'espèces standard, car celles-ci sont surveillées à une échelle plus large (par exemple, toute la région méditerranéenne), et les données qui seront obtenues à l'échelle nationale ou locale ajouteront un élément supplémentaire très grande valeur.

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

3. Méthodes de surveillance

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

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

Les méthodes d'estimation de la densité et de l'abondance sont généralement spécifiques à une espèce, et les caractéristiques écologiques d'une espèce cible doivent être soigneusement prises en compte lors de la planification d'une campagne de recherche.

En outre, les cétacés n'ayant pas de frontières et leur conservation devrait être envisagée au niveau méditerranéen, il est recommandé de promouvoir la mise en œuvre d'une surveillance transnationale et coordonnée de manière standard.

3.1. Tableaux de synthèse

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

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

- selon la méthode choisie, des indications sont présentées concernant le délai d'obtention des résultats, le coût associé, la difficulté de mise en œuvre de la méthode, les contraintes et limites associées et enfin la compatibilité avec d'autres méthodes (dans une optique d'optimisation du temps et des ressources, car plusieurs méthodes peuvent être utilisées en parallèle sur la même plateforme pendant les mêmes campagnes). En outre, une colonne présente les métriques pouvant être obtenues par la méthode. Ces indications sont regroupées en Tableau 2 selon la méthode choisie, quels seront les investissements nécessaires en termes de ressources matérielles et humaines (Tableau 3). En outre, certaines indications sont présentées concernant le volume de stockage de données et le temps consacré au traitement de l'analyse en fonction du niveau pour lequel ils sont conçus, de la population ou des individus, et de l'échelle spatiale à laquelle ils correspondent le mieux (petite ou grande surface) Dans le Tableau 4, chaque méthode a été conçue pour recueillir des données afin de répondre à une question à l'un des niveaux et échelles spatiales, tandis que certaines adaptations peuvent être faites pour prendre en compte d'autres niveaux et échelles spatiales. En outre, certaines méthodes sont conçues pour des zones de très grande surface, et la plateforme devra se déplacer à l'intérieur de ces vastes zones. Cependant, certaines méthodes, en particulier celle basée sur les individus, seront mises en œuvre dans de petites zones et peuvent fournir des informations sur de grandes zones de deux manières : si la mise en œuvre se fait en plusieurs endroits et s'inscrit dans le cadre d'un réseau (p. ex. échouages, photo-identification), ou par la nature du paramètre étudié, qui peut être extrapolé dans une zone plus étendue si suffisamment d'échantillons sont disponibles (statut de reproduction, génétique, télémétrie).

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Méthode	Matériel requis Légende des couleurs : en noir, « investissement » ; en orange « opérationnel »	Plateforme	Nombre minimum de personnes nécessaires	Stockage de données (volume)	Traitement et analyse des données (Temps)	Compétences
Transect de ligne par bateau	<ul style="list-style-type: none"> - jumelles - GPS, montre - instruments pour estimer ou mesurer la distance entre les animaux et le bateau (jumelles réticulaires, bâton de mesure) - formulaires d'observation ou ordinateur ou téléphone portable - inclinomètres ou taximètres 	Navire dédié (tel qu'un bateau à moteur ou un voilier) ou non dédié (« ligne fixe » telle qu'un ferry ou un navire océanographique)	4	++	++	++
Transect de ligne par avion	<ul style="list-style-type: none"> - formulaires d'observation ou ordinateur avec une personne pour saisir des données en temps réel, ou dictaphone - clinomètre - GPS, montre 	Avion petit, à ailes hautes, qui peut voler lentement tout en restant dans les limites de la sécurité, équipé de fenêtres à bulles (pour permettre à l'observateur de regarder « à l'extérieur » de l'avion et en dessous) et peut transporter au moins trois personnes (deux observateurs et un enregistreur de données).	3 + pilote	++	++	+++
Photo-identification	<ul style="list-style-type: none"> - formulaires d'observation ou ordinateur ou téléphone portable - GPS, montre - appareil photo avec objectif 	Navire - une petite embarcation (hors-bord ou Zodiac) avec un pont suffisamment bas pour prendre des photos avec le bon angle.	1 (3)	+++	+++	+
Méthode terrestre	- jumelles ou télescopes	Terre	1 (2)	+	+	++

Méthode	Matériel requis Légende des couleurs : en noir, « investissement » ; en orange « opérationnel »	Plateforme	Nombre minimum de personnes nécessaires	Stockage de données (volume)	Traitement et analyse des données (Temps)	Compétences
Transect de ligne par détection acoustique	- formulaires d'observation ou dictaphone ou ordinateur - montre - théodolite ou inclinomètre à des fins de photogrammétrie - Compas, inclinomètres ou taximètres					
	- jumelles - GPS, montre - formulaires d'observation - hydrophone couplé à un amplificateur stéréo - instrument d'enregistrement sonore et source d'énergie	Navire Quel que soit le type, qui soit capable de tenir une vitesse constante et un cap pour une utilisation en transect. De préférence silencieux.	1 (2)	+++	+++	+++
Point fixe acoustique	- jumelles - GPS, montre - formulaires d'observation - hydrophone couplé à un amplificateur stéréo - instrument d'enregistrement sonore et source d'énergie	Balise, bouée Ou navire	(1)	+++	+++	+
Téléométrie	- beacon - arbalète ou longue perche	Navire	1 (2)	+	++	++
Biopsie	- arbalète ou fusil et tiges - matériel de stockage et de nettoyage - congélateur/chambre froide	Navire - une petite embarcation (hors-bord ou Zodiac) avec un pont suffisamment bas pour prendre des photos avec le bon angle.	1 (2)	+	+++	++ Besoin de compétences spécifiques
Échouages	- formulaires d'échouage - appareil photo - ruban de mesure	Terre	1	+	+	++ Il faut s'assurer qu'un scientifique ou

Méthode	Matériel requis Légende des couleurs : en noir, « investissement » ; en orange « opérationnel »	Plateforme	Nombre minimum de personnes nécessaires	Stockage de données (volume)	Traitement et analyse des données (Temps)	Compétences
Prises accidentelles	- kit d'échantillonnage (couteau, cisailles, matériaux d'emballage) - tenue appropriée, gants de sécurité, lunettes de sécurité - congélateurs - solution de fixation telle que formaline, éthanol, DMSO					un vétérinaire formé et autorisé s'en chargera
	- GPS, montre - formulaires d'observation - appareil photo - ruban de mesure - kit d'échantillonnage (couteau, cisailles, matériaux d'emballage)	Navire	1	+	+	+
	- drone ou sous-marin sans pilote	Navire	1 (2)	++	++	+++ Besoin de compétences spécifiques
	- appareil photo haute résolution	Avion	(1) + pilote	+++	+++	++

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

Méthode de surveillance des cétacés	Niveau de la population	Niveau de l'individu	Zone étendue	Zone réduite
Transect de ligne visuel par bateau dédié			1 ou 2 / 10 ans	Annuel ou saisonnier
Transect de ligne visuel par avion			1 ou 2 / 10 ans	
Transect de ligne visuel fixe par bateau (ferry ou navire océanographique)			Annuel, saisonnier ou mensuel	
Transect de ligne par détection acoustique			1 ou 2 / 10 ans	Annuel ou saisonnier
<i>Observateurs dédiés sur plateforme opportuniste</i>			Annuel ou saisonnier	Annuel ou saisonnier
Photo-identification	X		(réseau) Annuel ou toutes les x années	Annuel ou saisonnier
Télémetrie				
Biopsie	X			
Méthode terrestre				Annuel ou saisonnier
Point fixe acoustique	X		(réseau)	Annuel ou saisonnier
Échouages	X		(réseau)	Saisonnier, mensuel
Prises accidentelles	X		(réseau)	Saisonnier, mensuel

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

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

3.2. Considérations générales

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

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

L'utilisation de logiciels existants, tels que « TRENDS » (disponible gratuitement à l'adresse (<https://swfsc.noaa.gov/textblock.aspx?Division=PRD&ParentMenuId=228&id=4740>)) est d'une grande aide dans ce processus.

Mais comme les espèces de cétacés sont très mobiles et réparties sur de vastes zones, ce qui rend difficile la couverture de l'ensemble d'une population ou de son aire de répartition, une autre méthode pour accroître la puissance de détection des tendances consiste à concevoir un plan d'étude de site localisé. Ce site vise à maximiser la précision en se concentrant sur une plus petite zone à couvrir et en augmentant les efforts réalisés dans la zone choisie. La plus petite zone peut correspondre à une partie représentative de l'aire de répartition du stock ou à un stock identifié à une plus petite échelle spatiale comme étant une population démographiquement indépendante. Enfin, l'une des méthodes les plus courantes pour accroître notre capacité de détecter les déclinés précipités consiste à augmenter la fréquence des relevés (annuellement par exemple). D'autres méthodes utiles sont testées, davantage au cours de l'analyse, afin de modifier le critère de décision statistique.

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

3.2.2. Complémentarité des méthodes de surveillance

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

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

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

- Lorsqu'une **petite zone** importante ou représentative est définie (AMP, zones importantes pour les mammifères marins, etc.), sur la base des résultats de ces grands relevés précédents, vous pouvez mettre en œuvre des **relevés par transect de ligne visuel et acoustique dans cette petite zone représentative**. Idéalement, les programmes de surveillance saisonnière devraient être menés à cette échelle (au moins en hiver et en été).

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

3.2.3. Personnel formé et qualifié

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

3.3. Méthodes de surveillance standard d'animaux vivants

3.3.1. Méthode de surveillance visuelle

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

3.3.1.1. Méthode du transect de ligne

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

Cette méthode, soit par bateau, soit par voie avion, est principalement utilisée pour recueillir des données afin de répondre aux questions sur l'abondance et la répartition des cétacés (indicateurs 3 et 4). Lorsque la plateforme est dédiée à la mission de collecte de données sur les cétacés, l'ensemble du processus de mise en œuvre est plus robuste, à savoir la quantité d'efforts à fournir, une couverture régulière avec un plan d'échantillonnage dédié, la prise en compte des biais de détectabilité, etc. Lorsque les observateurs montent à bord d'une plateforme non dédiée, la collecte de données risque de ne pas fournir toutes les données nécessaires pour garantir des résultats significatifs et la détection des tendances. À moins que les itinéraires et l'effort ne couvrent toute la zone et que l'effort ne soit fréquent et régulier (ex. : trajets de ferry dans le sanctuaire marin Pelagos, ou campagnes de pêche couvrant l'ensemble du golfe du Lion chaque été dans des transects d'une largeur de 10 km). Enfin, les observateurs sur des plateformes opportunistes collectent des données intéressantes et complémentaires susceptibles d'être moins robustes pour répondre aux indicateurs. Mais cela doit être évalué au cas par cas dans le cadre d'une étude coût-bénéfice, car dans de nombreux cas, des résultats intéressants peuvent être obtenus à partir des plateformes existantes.

3.3.1.1.1. Relevé par bateau dédié

Principe

Les relevés systématiques effectués à partir d'un bateau constituent une méthode puissante visant principalement à évaluer l'abondance et la répartition des espèces de cétacés sur de vastes zones. Le bateau suit un trajet correspondant à un plan d'échantillonnage prédéfini, qui couvre la zone d'étude de manière aussi homogène que possible et enregistre toutes les observations de cétacés. La quantité minimale d'effort requise pour effectuer l'analyse dépend de la densité des animaux dans la zone d'étude. La quantité d'effort doit être calculée avant de concevoir le plan d'échantillonnage. Souvent, au moins 40 observations d'une espèce sont nécessaires pour obtenir des résultats fiables avec un faible degré d'incertitude. Pour faire face aux hypothèses (déteabilité et réactivité), des enquêtes à deux plateformes sont souvent mises en œuvre, correspondant à deux équipes différentes d'observateurs travaillant indépendamment l'une de l'autre sur la même plateforme si possible. La comparaison de leurs données spécifiques permet de corriger les biais.

Ressources humaines

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

Pour une double plateforme, une équipe supplémentaire de 3 observateurs est donc requise.

Matériel nécessaire

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

Mise en œuvre

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

L'effort d'échantillonnage doit être connu avec précision, de sorte que le début et la fin soient enregistrés. Pendant l'échantillonnage, les observateurs scrutent la surface de l'eau à la recherche de cétacés pendant que le navire navigue le long de lignes de transects prédéterminées à une vitesse et un cap constants. La vitesse est fréquemment de 10 nœuds pour les gros navires, mais elle peut être de 6 ou 8 nœuds pour les navires plus petits. La vitesse doit être supérieure à celle des cétacés afin d'éviter la réobservation d'un même groupe. Lorsque des cétacés sont aperçus, les observateurs enregistrent des données telles que l'espèce, l'emplacement (latitude et longitude) de la rencontre, le comportement général des animaux, et des estimations du nombre

d'individus dans le groupe. Les données d'observation sont ensuite analysées à l'aide de modèles statistiques d'échantillonnage à distance et importées dans un système d'information géographique (SIG) pour une analyse spatiale plus poussée.

Cette méthode est fiable lorsque le vent, l'état de la mer et la visibilité sont adéquats pour détecter les petits cétacés, et la limite est souvent placée à un état de la mer et une vitesse de vent sur l'échelle de Beaufort inférieur ou égal à 3.

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

Avantages

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

Limitations

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

3.3.1.1.2. Relevé par avion dédié

Principe

Le transect de ligne par voie aérienne (avion, hélicoptère) est une méthode puissante, visant principalement à évaluer l'abondance et la répartition des espèces marines sur de grandes surfaces ou dans des zones inaccessibles par bateau (zone au large, conditions climatiques difficiles, etc.). La plateforme utilisée dans la plupart des cas est un petit avion avec un ou plusieurs observateurs à bord. L'avion suit la trajectoire d'un plan

d'échantillonnage prédéterminé pour couvrir une grande superficie de la manière la plus complète qui soit, en notant toutes les observations de cétacés. Cette technique peut être facilitée par la prise de photos ou de vidéos.

Ressources humaines

Au moins 3 observateurs « aériens » formés doivent constituer l'équipe au sein d'un avion, 2 observateurs et 1 enregistreur de données en temps réel.

Matériel nécessaire

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

Mise en œuvre

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

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

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

Avantages

- Cette technique est généralement plus efficace que les relevés sur de grandes superficies effectués à partir d'un bateau.
- De grandes zones peuvent être couvertes en peu de temps, et des régions éloignées peuvent être atteintes rapidement et étudiées (bien que la distance dépende de l'autonomie de l'avion).
- Certaines conditions de mer, telles que les vagues, interfèrent beaucoup moins lorsqu'on travaille à partir d'un avion qu'à partir d'un bateau.

- Permettent de détecter les cétacés en temps réel et d'affiner l'identification des espèces à l'aide d'une approche circulaire.
- Le problème de réaction des animaux (évitement ou attraction) est généralement inexistant (à compter que l'avion vole assez haut et n'effectue qu'un seul passage).

Limitations

- La visibilité doit être excellente (bonnes conditions de mer, ciel dégagé, pas d'éblouissement, etc.), de sorte que les vols ne sont possibles que la moitié du temps (ou moins).
- Il peut s'avérer difficile d'identifier les espèces, de compter et de détecter de grands groupes de jeunes cétacés en raison de l'altitude et/ou de la vitesse de l'avion, ce qui ne laisse que quelques secondes aux observateurs pour recueillir toutes les données.
- La vitesse élevée de l'avion détermine une forte composante de biais de disponibilité.
- Parfois, l'aéronef ne présente pas toutes les caractéristiques appropriées (vol lent, ailes hautes, autonomie suffisante, etc.).
- La collecte de données par voie aérienne est coûteuse, en particulier dans les régions éloignées des aéroports.
- Cette technique n'est pas efficace pour capturer les organismes qui restent immergés pendant de longues périodes, telles que les espèces de cétacés plongeurs profonds.
- Les relevés aériens sont difficiles à mettre en œuvre sur le plan logistique et entraînent des coûts élevés en raison de la location d'aéronefs et de la dotation en personnel et peuvent être limités par les réglementations aériennes et des considérations de sécurité.

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

Principe

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

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

Ressources humaines

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

Matériel nécessaire

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

Mise en œuvre

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

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

Avantages

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

Limitations

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

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

Principe

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

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

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

Ressources humaines

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

Matériel nécessaire

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

Mise en œuvre

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

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

Avantages

- Les plateformes opportunistes sont souvent utilisées pour arpenter des zones marines à faible coût. Dans certains cas, les coûts peuvent être relativement faibles car les bateaux et l'équipement peuvent être réduits au

minimum sans compromettre la fiabilité des résultats d'un protocole de collecte de données simple mais adéquat.

- Les données recueillies à partir d'une plateforme opportuniste peuvent encore servir à évaluer l'utilisation de l'habitat et à estimer l'abondance des cétacés grâce à une modélisation spatiale. En outre, l'utilisation des caractéristiques environnementales pour estimer l'abondance ou l'abondance relative peut potentiellement accroître la précision des résultats. Enfin, certaines plateformes permettent la prise de données photo-identifiées ou acoustiques.

Limitations

- Les principales limitations tiennent au fait qu'il est rarement possible de contrôler les itinéraires empruntés, ni la vitesse du navire, que le navire ne peut généralement pas s'écarter de sa route pour confirmer l'identité de l'espèce ou la taille du groupe, et qu'il n'est par conséquent pas possible de collecter des données auxiliaires (photo-identification). Mais cela peut varier considérablement en fonction du type de plateforme et de mission.

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

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

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

3.3.2. Surveillance acoustique passive (SAP)

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

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

Principe

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

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

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

Ressources humaines

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

Matériel nécessaire

- Un bateau, à moteur ou à voile, capable de maintenir une vitesse constante et de se diriger vers un transect et de rester silencieux ou dont le moteur peut être facilement arrêté (pour l'échantillonnage)
- Toute une chaîne d'acquisition acoustique :
 - Un réseau d'hydrophones composé d'au moins deux hydrophones (voire de deux réseaux d'hydrophones) couplés à des amplificateurs stéréo et se trouvant à l'intérieur d'un câble pouvant être remorqué
 - Un système DAQ (numérise le signal et le convertit également en quantification)
 - Un ordinateur doté d'un logiciel d'analyse des sons.
 - Une source d'alimentation pour alimenter le système
- Les formulaires de données pertinents
- Un GPS.

Mise en œuvre

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

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

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

L'utilisation d'un hydrophone en mer nécessite souvent une autorisation spéciale.

Avantages

- Cette méthode est économique, autonome et fournit des informations précieuses sans perturber la faune ou son habitat.
- Le rayon détecté peut être très grand pour certaines espèces : la plupart des baleines à fanons peuvent être détectées à des dizaines ou des centaines de kilomètres de distance. Selon l'équipement utilisé, le bruit ambiant et les caractéristiques de propagation du son dans l'eau, les dauphins peuvent être détectés à des distances pouvant atteindre 3 km dans de bonnes conditions.
- L'approche acoustique détecte potentiellement la présence d'un cétacé qui n'est pas observable visuellement parce qu'il est trop loin, qu'il reste sous l'eau, qu'il se déplace la nuit ou que les conditions météorologiques se dégradent. Cette méthode offre une alternative précieuse pour le suivi de la biodiversité lorsque les études traditionnelles (p. ex. visuelles) sont impraticables ou impossibles.

- Les travaux acoustiques peuvent facilement être réalisés sur tous types de navires, allant des petits bateaux aux grands navires convertis en plateformes opportunistes.
- Cette technique n'est pas intrusive, et l'équipement nécessaire n'est pas particulièrement coûteux.
- Cette approche permet d'enregistrer les sons à des fins de documentation ou d'analyse future, et la collecte des données peut être plus facilement normalisée et automatisée.
- L'un des principaux avantages des méthodes acoustiques actives réside dans leur résolution spatiale fine et leur capacité à recueillir des données sur plusieurs espèces simultanément et presque en continu à partir d'un navire en mouvement.
- Les données acoustiques sont largement indépendantes des erreurs de collecte et des biais entre observateurs.
- Une approche mobile permet de réaliser une plus grande couverture géographique.

Limitations

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

3.3.2.2. Acoustique passive fixe

Principe

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

Ressources humaines

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

Matériel nécessaire

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

Mise en œuvre

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

L'utilisation d'un hydrophone en mer nécessite souvent une autorisation spéciale.

Avantages

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

- Concernant le système déployé sur les fonds marins :
 - Discret et moins vulnérable aux activités de surface.

Limitations

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

3.3.3. Surveillance basée sur le suivi focal d'individus

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

3.3.3.1. *Photo-identification*

Principe

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

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

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

Ressources humaines

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

Matériel nécessaire

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

Mise en œuvre

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

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

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

Avantages

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

Limitations

Ne s'applique qu'aux espèces présentant des marques naturelles identifiables durables.

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

3.3.3.2. Télémétrie

Principe

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

Grâce aux balises qui transmettent chaque heure/jour leurs signaux aux satellites, les observateurs acquièrent des connaissances sur la localisation de l'animal. Ces techniques permettent d'étudier les animaux dans leur habitat et d'obtenir des informations sur leur comportement alimentaire, leur répartition, leurs aires de

reproduction et leurs voies de migration. Ces balises permettent également d'enregistrer d'autres données telles que la température, la pression, la luminosité, la vitesse de nage et les sons.

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

Ressources humaines

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

Matériel nécessaire

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

Mise en œuvre

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

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

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

Avantages

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

Pour la télémetrie par satellite :

- Fonctionne sur une zone très vaste et permet d'étudier les mouvements des animaux sur une grande distance ;
- Indépendante des conditions météorologiques ;
- Possibilité d'obtenir des informations supplémentaires ;
- Pas besoin d'une plateforme d'observation qui suit l'animal en mer ;
- Permet de connaître la présence d'espèces dans une zone inexplorée ;

- Permet d'obtenir des résumés de données sur les activités de l'animal pendant de longues périodes.

Pour la radiotélémetrie :

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

Limitations

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

Pour la télémetrie par satellite :

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

Pour la radiotélémetrie :

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

3.3.3.3. Biopsie

Principe

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

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

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

D'autres informations peuvent être obtenues :

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

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

Ressources humaines

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

Matériel nécessaire

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

Mise en œuvre

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

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

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

Avantages

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

Limitations

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

3.3.3.4. Localisation terrestre

Principe

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

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

Ressources humaines

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

Matériel nécessaire

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

Mise en œuvre

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

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

Avantages

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

Limitations

- Le champ d'étude se limite à la zone couverte visuellement (à l'œil nu ou aux jumelles) ; la zone de prospection est donc limitée.
- Les méthodes terrestres sont normalement limitées aux espèces relativement visibles qui viennent régulièrement à la surface en étant observables depuis la côte.

- Les recherches sur la répartition à petite échelle sont restreintes par la difficulté à déterminer la position géographique précise des cétacés. Les théodolites sont largement utilisés dans de telles études, mais leur utilisation a des limites. Plus particulièrement, les relevés de mesure peuvent souvent être longs et la collecte se fait sur un centre de gravité d'un petit groupe plus que sur des individus. De plus, de tels groupes peuvent être étalés sur des dizaines ou des centaines de mètres ; une seule position est rarement représentative de tous les individus.

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

La surveillance d'animaux échoués et de prises accidentelles se fait la plupart du temps sur des animaux morts.

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

3.4.1. Échouage

Principe

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

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

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

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

Ressources humaines

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

Matériel nécessaire

- Formulaires d'échouage
- Caméra
- Ruban de mesure
- Kit d'échantillonnage (couteau, cisailles, matériaux d'emballage)
- Boîte réfrigérée et réseau de congélateurs

- Tenue appropriée, gants de sécurité, lunettes de sécurité
- Équipement lourd permettant de déplacer une carcasse si nécessaire (bulldozer, camion de réutilisation, voiture)

Mise en œuvre

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

Approcher et s'occuper d'animaux morts ainsi que d'espèces protégées requiert une autorisation spéciale.

Avantages

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

Limitations

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

3.4.2. Prises accidentelles

Principe

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

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

Ressources humaines

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

Matériel nécessaire

- GPS, montre
- formulaires d'observation

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

Mise en œuvre

Un observateur embarqué à bord d'un navire de pêche professionnel. Son travail consiste à collecter les données scientifiques relatives à la pêche. Il intervient lorsqu'un cétacé est capturé pour prendre des données sur l'animal. Si possible, il prélève des échantillons biologiques, les stocke et débarque avec eux.

Des demandes d'autorisation administratives sont nécessaires pour effectuer les échantillonnages sur les mammifères marins et les rapporter à quai s'ils sont utiles et réalisables.

Avantages

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

Limitations

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

3.5. Nouvelles technologies de surveillance

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

3.5.1. Véhicules sous-marins et aériens sans pilote

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

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

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

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

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

Cependant, cette technologie a quelques limites :

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

Un drone peut aussi être utilisé comme outil pour approcher un animal repéré depuis un bateau. Il peut permettre d'étudier le comportement en ayant une meilleure visibilité ou de prendre un échantillon comme dans le souffle d'une baleine. Ce système permet de collecter de manière non invasive des échantillons du mucus du microbiote en toute sécurité et de manière fiable, en minimisant la contamination externe telle que l'air et l'eau de mer à l'extérieur de l'évent. Ce type d'échantillon est par exemple utilisé pour des analyses hormonales et peut être utile pour l'indicateur 5.

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

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

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

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

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

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

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

3.5.2. Photos et vidéos

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

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

La prise d'images ou de vidéos peut être soumise à certaines autorisations.

4. Conclusion

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

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

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

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

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

5. Références

- ACCOBAMS, 2016. *Resolution 6.13* Comprehensive cetacean population estimates and distribution in the ACCOBAMS area (Monitoring of cetacean distribution, abundance and ACCOBAMS survey initiative. 12 p.
- ACCOBAMS, 2012 Teaching module on the conservation of cetaceans, Cetaceans Study Techniques - Observation at sea and population studies. David L., 48p.
- ACCOBAMS, 2012 Teaching module on the conservation of cetaceans, Cetaceans study techniques – Study of the behaviour of cetaceans at sea. David L. 28p.
- ACCOBAMS, 2012 Teaching module on the conservation of cetaceans, Cetacean study techniques – Photo-identification. David L., 16p.
- ACCOBAMS, 2012 Teaching module on the conservation of cetaceans, Cetaceans Study Techniques – Passive acoustics. David L., 25p.
- Aïssi et al., 2015. Cetacean coordinated transborder monitoring using ferries as platform of observation of Tunisia, Final report. ACCOBAMS MoU 02/2013, 30p.
- Apprill A, Miller CA, Moore MJ, Durban JW, Fearnbach H, Barrett-Lennard LG. 2017. Extensive core microbiome in drone-captured whale blow supports a framework for health monitoring. *mSystems* 2:e00119-17, 15p. <https://doi.org/10.1128/mSystems.00119-17>.
- Borchers, D. L., Brewer C., Matthews J., 2007. Method for estimating sperm whale abundance. Technical report from the Centre for Research into Ecological and Environmental Modelling, St. Andrews University, 2007, 16pp
- Bouchet P., Phillips C., Huang Z., Meeuwig J., Foster S., Przeslawski R., 2018. Comparative assessment of pelagic sampling methods used in marine monitoring. *Report to the National Environmental Science Programme, Marine Biodiversity Hub*, 149 p.
- Aniceto, A. S., M. Biuw, U. Lindstrøm, S. A. Solbø, F. Broms, and J. Carroll. 2018. Monitoring marine mammals using unmanned aerial vehicles: quantifying detection certainty. *Ecosphere* 9(3):e02122. 10.1002/ecs2.2122. 15p.
- Authier M., Commanducci F.D., Genov T., Holcer D., Ridoux V., Salivas M., Santos M.B. & Spitz J. 2017. Cetacean conservation in the Mediterranean and Black Seas: Fostering transboundary collaboration through the European Marine Strategy Framework Directive. *Marine Policy* 82: 98-103
- Couvat, J. et Gambaiani, D. (2013) – Evaluation des solutions techniques et mesures de gestion mises en place à l'échelle internationale pour limiter les risques de collision entre navires et grands cétacés. Souffleurs d'Ecume. Septembre 2013. 106p.
- Douglas P. Nowacek, Fredrik Christiansen, Lars Bejder, Jeremy A. Goldbogen, Ari S. Friedlaender, Studying cetacean behaviour: new technological approaches and conservation applications, *Animal Behaviour*, Volume 120, 2016, Pages 235-244, ISSN 0003-3472
- David L., Di Méglia N., Roul M., 2016. Monitoring ferry: 2014/2016, Rapport final, PELAGOS France, GIS 3M / EcoOcéan Institut, 55p.
- Dorémus G., Van Canneyt O., Pettex E., Laran S. et Sterckeman A., 2011. Guide méthodologique des campagnes aériennes d'observation des oiseaux et mammifères marins sur l'espace maritime métropolitain et zones limitrophes. *Programme d'Acquisition de Connaissances sur les Oiseaux et les Mammifères Marins – PACOMM. CRMM/AAMP*. 66p.
- Evans P.G.H., Hammond P.S., 2007. Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Rev* . 2004, Volume 34, No. 1, 131–156.
- Gannier A. 2017. Apports de deux méthodes complémentaires pour l'évaluation d'une population de cétacés : l'exemple du Ziphius (*Ziphius Cavirostris*) au nord de la mer Tyrrhénienne. Thèse d'Etat de Doctorat Vétérinaire. Lyon : VetAgro Sup. 144p.

- Guichard B., 2017 - Le programme de surveillance des mammifères marins - Agence française pour la biodiversité, UBO, support de présentation 24 octobre 2017.
- Labach H., Gimenez O., Barbier M., Jourdan J., David L. et Di-Méglio N., Roul M., Azzinari C., Robert N. et Tomasi N., 2015. Etude de la population et de la conservation du Grand Dauphin en Méditerranée française. Projet GDEGeM Grand Dauphin Etude et Gestion en Méditerranée 2013-2015. Rapport GIS3M. 54p. + annexes
- Norris T. F., Dunleavy K. J., Yack T. M., Ferguson E. I., 2014. Estimation of minke whale abundance from an acoustic line transect survey of the Mariana Islands. *MARINE MAMMAL SCIENCE*, 33(2): 574–592 (April 2017)
- Notarbartolo di Sciara G., Birkun A., Jr. 2010. Conserving whales dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black Seas an ACCOBAMS status report. ACCOBAMS, Monaco. 212p.
- Parsons K.M., 2001. Procedural Guideline No. 4–5 Using photographic identification techniques for assessing bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) abundance and behaviour. *In* : Davies, J., Baxter, J., Bradley, M., Connor, D., Khan, J., Murray, E., Sanderson, W., Turnbull, C. & Vincent, M., (2001), *Marine Monitoring Handbook*, 405 pp, ISBN 1 85716 550 0
- Taylor B.L., Martinez M., Gerrodette T., Barlow J., Hrovat Y.N., 2007. Lessons from monitoring trends in abundance of marine mammals. *Marine Mammal Science*, 23(1): 157–175.
- Thomas L. 2009. Potential Use of Joint Cetacean Protocol Data for Determining Changes in Species' Range and Abundance: Exploratory Analysis of Southern Irish Sea Data. Report to Joint Nature Conservation Committee; National Parks and Wildlife Service; and Countryside Council for Wales
- United Nations Environment Programme / Mediterranean Action Plan (UNEP/MAP), 2017. Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. 50p.
- Van Canneyt O., Dabin W., Dars C., Dorémus G., Gonzalez L., Ridoux V. et Spitz J. 2015. Guide des échouages de mammifères marins. Cahier technique de l'Observatoire PELAGIS sur le suivi de la mégafaune marine. Université de La Rochelle et CNRS, 64p. DOI : 10.13140/RG.2.1.1495.6002
- Van Canneyt O., Authier M., Caurant F., Peltier H., Spitz J. et Ridoux V. (Coords), 2014. Aide à la mise en oeuvre d'une stratégie de surveillance pour les mammifères marins et tortues marines dans les eaux de France métropolitaine. Cahier technique de l'observatoire PELAGIS – UMS 3462, Université de La Rochelle / CNRS, 75p.

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

I. INTRODUCTION

1. Arrière-plan

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

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

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

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

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

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

2. Objectifs et buts

En tant que grands prédateurs en mer Méditerranée, les phoques moines sont un élément important de la biodiversité marine. Leur abondance et leur répartition sont connues pour répondre à différents facteurs naturels et anthropiques. Le rôle de programmes de surveillance à long terme dans l'évaluation des états de la population est largement reconnu et plusieurs programmes couvrant l'environnement marin du Nord-Est de l'Atlantique, comprenant le plancton, les poissons, les oiseaux et les mammifères marins sont déjà en cours. Les efforts de surveillance des phoques moines de Méditerranée se font à un

niveau régional, à cause de leur aire de répartition dispersée. La sous-population la plus importante habite l'est de la mer Méditerranée, en Grèce et en Turquie. Le deuxième plus grand regroupement

se trouve à Cabo Blanco. La troisième sous-population habite l'archipel de Madère et le petit nombre inconnu de phoques pourrait habiter à l'est du Maroc. Par conséquent, chaque groupe de travail dispose d'une stratégie de surveillance différente concernant ses différences régionales.

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

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

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

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

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

- **Indicateur Commun 3 - Aire de répartition des espèces :**
Cet indicateur vise à fournir des informations sur la zone géographique hébergeant des espèces de mammifères marins. Il est destiné à déterminer l'aire de répartition des espèces de cétacés et des phoques présents dans les eaux méditerranéennes, avec un accent particulier sur les espèces sélectionnées par les parties. Les principaux résultats de la surveillance au titre de cet indicateur seront des cartes de présence, de répartition et d'occurrence des espèces.
- **Indicateur commun 4 - Abondance de la population d'espèces sélectionnées :**
Cet indicateur se réfère au nombre total d'individus appartenant à une population dans une zone spécifiée dans un laps de temps donné. Les méthodes d'estimation de la densité et de l'abondance sont généralement spécifiques à une espèce, et les caractéristiques écologiques d'une espèce cible doivent être soigneusement prises en compte lors de la planification d'une campagne de recherche. Dans ce document, les espèces cibles font référence au phoque moine de Méditerranée.
- **Indicateur commun 5 - Caractéristiques démographiques de la population (p. ex. taille corporelle ou structure des classes d'âge, rapport des sexes, taux de fécondité, taux de survie/mortalité) :**
Cet indicateur doit fournir des informations sur les paramètres démographiques tels que la répartition par âge, l'âge à la maturité sexuelle, le rapport des sexes et les taux de natalité (fécondité) et de mortalité (mortalité). Ces données sont particulièrement difficiles à obtenir pour les mammifères marins. Les efforts de surveillance devraient viser à recueillir des séries de données à long terme couvrant les divers stades de vie des espèces sélectionnées. Cela impliquerait la participation de plusieurs équipes utilisant des méthodologies standard et couvrant des sites d'importance particulière pour les étapes clés du cycle de vie des espèces cibles.

6. Méthodes de surveillance

6.1. Stratégie de surveillance

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

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

2.1.1. Temps, lieu et période

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

2.1.2. Matériel

Voici le matériel de base nécessaire pour la surveillance des grottes

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

Pour les études terrestres, un appareil photo avec téléobjectif (200-400 mm), des jumelles à fort grossissement peuvent aussi être utilisées

2.1.3. Maintenance du matériel

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

2.2. Méthodes de surveillance

2.2.1. Méthodes de surveillance primaires

2.2.1.1. Relevé et surveillance des grottes

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

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

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

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

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

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

2.2.1.2.1. Inventaire des grottes

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

2.2.1.2.2. Sélection des grottes à surveiller

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

surveillance toute l'année, il faut mettre l'accent sur les grottes de reproduction pendant la saison de reproduction, car la fécondité est le paramètre de population le plus important à surveiller.


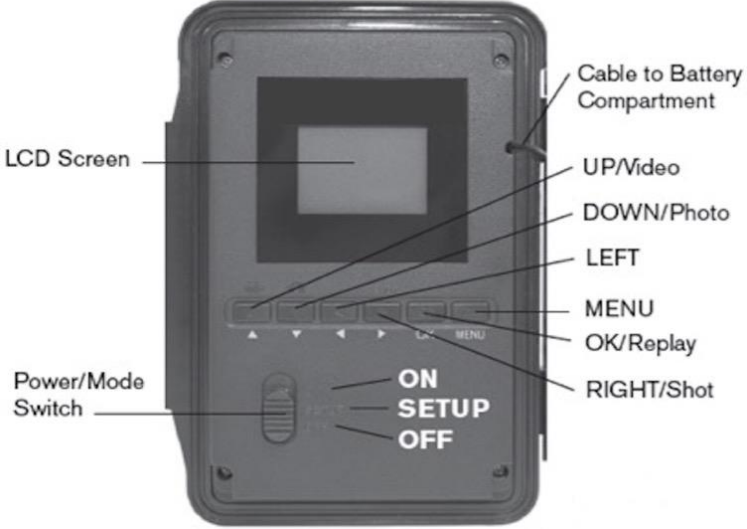

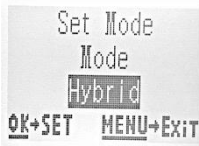






2.2.1.2.3. Installation, déploiement et récupération d'un piège photographique

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

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

La plupart des pièges photographiques disponibles dans le commerce prennent automatiquement une photo ou enregistrent un film vidéo à l'intervalle de temps de votre choix, pour éviter que la carte ne se remplisse d'images redondantes et pour prolonger la durée de vie des piles. L'intervalle entre deux activations consécutives peut être fixé à 20 minutes et plus, afin de minimiser les perturbations (Gucu 2009). Le réglage du capteur est réglé sur auto ou sur normal/moyen si l'option auto n'est pas disponible, comme c'est le cas pour certains modèles. Si d'autres organismes (chauves-souris, rats, etc.) sont observés dans la grotte, un réglage à faible sensibilité des capteurs peut être utilisé pour éviter une activation inutile du piège à caméra par ces derniers (Tableau 1).

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

Installation de base d'un piège photographique pour les relevés et la surveillance des grottes de phoques moines	
Vue avant	Vue arrière
	
Paramètres	Affichage de l'écran LCD
Mode appareil photo	 
Taille de l'image de l'appareil photo	
Durée du film vidéo si le mode hybride est activé	
Intervalle d'événement	
Niveau du capteur	   <p style="text-align: right;">ou</p>

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

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

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

2.2.2. Méthodes de surveillance secondaires

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

2.2.2.1. Relevés terrestres

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

2.2.2.2. Surveillance opportuniste

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

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

- ii. Échouage

Les renseignements sur l'animal échoué sont consignés, y compris le numéro d'identification, la date d'observation, le lieu de l'échouement, les coordonnées de latitude et de longitude, la longueur

et le poids de l'animal (si possible à mesurer), sa classe d'âge, son sexe, son état (vivant ou mort) et d'autres commentaires relatifs à l'observation, notamment des preuves de blessure ou de contact humain. Des photos/vidéos sont prises dans la mesure du possible. Les caractéristiques morphologiques sont mises en correspondance avec une fiche d'identification du phoque. Les données sur les échouages permettent d'estimer le taux de mortalité et d'évaluer la structure démographique de la population.

2.2.3. Tableaux de synthèse

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

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

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

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

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

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

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

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

3. Analyses de données

3.1. Photo-identification (Photo-ID)

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

Le phoque moine de la Méditerranée a des motifs de pelage, des cicatrices et des marques naturelles uniques qui peuvent être identifiés grâce à des photographies à haute résolution et des séquences vidéo prises par des pièges photographiques. La couleur du pelage n'est pas utilisée pour identifier les

phoques, car elle est foncée et brillante lorsque le phoque vient de sortir et devient graduellement gris clair à mesure que l'animal se dessèche au repos. Les photographies obtenues sont triées par date et heure pour pouvoir identifier les phoques photographiés en même temps. Les images obtenues sont contrôlées et les phoques photographiés sont regroupés en fonction de leur sexe et des catégories morphologiques selon Samarach et Gonzalez (2000), Dendrinis et al. (1999), Ok (2006). Le détail des catégories morphologiques est donné ci-dessous à la section 3.2.1. Cartographie des caractéristiques morphologiques sur une fiche d'identification du phoque (annexe 1). Ces feuilles comprennent des dessins dorsaux, ventraux et latéraux des phoques et qui peuvent être remplis à la main. Enfin, les fiches sont compilées dans un catalogue d'identification qui comprend les caractéristiques de base des individus identifiés telles que le sexe, le nom, le stade morphologique, la date de la première observation et des informations sur l'habitat.

3.2. Structure démographique

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

3.2.1. Âge minimum estimé

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

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







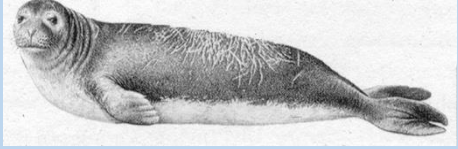
D : date de la première observation

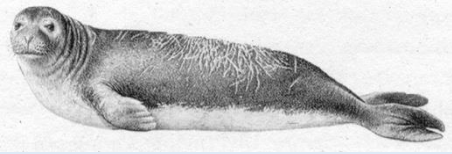
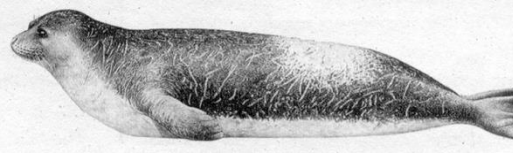
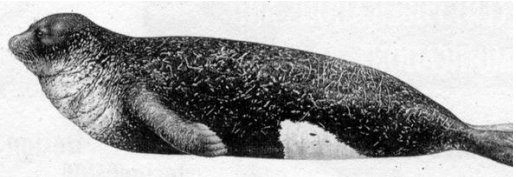
P : nombre de jours passés depuis la première observation

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

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

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

Étape	Caractéristiques de la catégorie	Période (années)	Photo/illustration Photos tirées de Dendrinis et al. 1999 Illustrations tirées de Samaranch et Gonzales, 2000
1	blanchon maigre (avant la mue, mam)	0,00 - 0,03	
2	blanchon gras (avant la mue, gam)	0,03 - 0,08	
3	blanchon en mue (pré-sevrage, mps)	0,08 - 0,14	
4	blanchon pré-sevrage (ps)	0,14 - 0,33	
5	jeune sevré (j)	0,33 - 2,50	
6	sub-adulte (sa)	2,50 - 6,00	
7	jeune adulte femelle (jaf)	6,00 - 7,00	

8	jeune adulte mâle (jam)	7,00 - 8,00	
9	femelle adulte (fa)	8,00 - 20,00	
10	mâle adulte (ma)	9,00 - 20,00	
11	femelle sénescence (fs)	20,00- -	Non disponible

3.2.2. Fécondité

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

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

F_t : fécondité au temps t

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

A_t : nombre de parents au temps t

3.2.3. Taux de naissance annuel

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

$$ABR_t = P_t/AF_t$$

ABR_t = taux de naissance annuel au temps t

P_t = nombre de blanchons nés au temps t

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

3.2.4. Taux de survie et de mortalité

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

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

S_t : survie des individus au temps t

N_t : nombre d'individus au temps t

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

3.3. Méthodes avancées supplémentaires

3.3.1. Analyse de viabilité de la population

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

3.3.2. Analyses marquage-recapture

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

4. Contrôle qualité

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

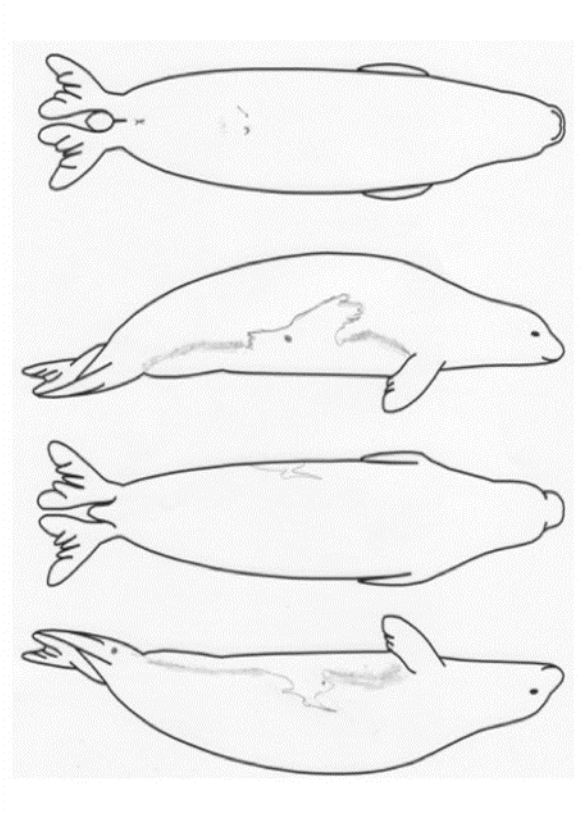

5. Références

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

Annexe 2 : Feuille de l'inventaire des grottes

Code de la grotte			Nom de la grotte			Découverte par		
Info grotte								
Latitude			Longitude			Numéro de photo		
Longueur totale en mètres (depuis l'entrée jusqu'au fond)								
Nombre de phoque(s) :			Code d'observation :			Odeur :		
Nombre de cavités			Avec de l'air :			Sans air :		
Information entrée de la grotte								
Entrée n°	Surface	Sous-	Terrestr	Profondeur	Hauteur	Largeur	Direction	
Information plateforme								
Plateforme	Position	Longueur	Largeu	Textur	Adéquatio	Fèces	Fourrure	Piste
Preuve de présence de phoques								
Plateforme	Dépressio	Piste	Fourrure		Fèces	Autre		
Croquis de la grotte								

Annexe 3 : Fiche d'identification

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

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

Table des matières

Rapport de synthèse

1. Introduction

2. Cadre stratégique

3. Agrégation des espèces - groupes fonctionnels

4. Stratégie de surveillance

5. Méthodes de surveillance

Recensement des colonies

Nombre de perchoirs sur terre ferme (agrégation)

Dénombrement des points de migration

Relevés à partir de navires

Relevés aériens

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

Questionnaires (pêcheurs, navigateurs)

Capter - marquer - recapter

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

Pièges photographiques

Drones

6. Couverture territoriale

7. Conception et représentativité de l'échantillonnage

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

9. Gestion, analyse et contrôle des données

10. Rapports

11. Références

Annexe 1 - Tableau comparatif Caractéristiques des techniques de surveillance

Rapport de synthèse

La conservation et l'utilisation rationnelle des écosystèmes marins exigent la gestion des activités humaines. Des connaissances scientifiques solides sont nécessaires pour permettre la mise en place de mesures adéquates. La surveillance et l'évaluation des populations biologiques et des conditions écologiques dont elles dépendent deviennent essentielles pour atteindre les objectifs de conservation.

Dans la région méditerranéenne, *le Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer Méditerranée et du littoral et critères d'évaluation connexes (IMAP)* de l'ONU Environnement/PAM et la Convention de Barcelone définit la feuille de route pour la mise en œuvre du Processus de l'approche par écosystème (processus EcAp) entre 2016 et 2021, pour évaluer l'état de la mer Méditerranée et du littoral, comme base pour des mesures supplémentaires ou renforcées.

En ce qui concerne les oiseaux de mer, l'IMAP propose de surveiller et d'évaluer les indicateurs communs (IC) suivants : **CI 3 : Aires de répartition des espèces** (EO1) ; **CI 4 : Abondance de la population d'espèces sélectionnées** (EO1) ; **CI 5 : Caractéristiques démographiques de la population** (EO1, p. ex. taille corporelle ou structure des classes d'âge, rapport des sexes, taux de fécondité, taux de survie/mortalité). L'IMAP recommande de suivre et d'évaluer ces indicateurs communs pour une sélection de 11 espèces représentatives au total, organisées en 5 groupes fonctionnels.

Les **groupes fonctionnels** visent à combiner l'information sur différentes espèces pour illustrer l'effet des facteurs communs. Chaque groupe fonctionnel représente un rôle écologique prédominant (p. ex. oiseaux se nourrissant en surface au large des côtes, poissons démersaux) au sein du groupe d'espèces. Aux fins des présentes lignes directrices, les groupes fonctionnels les plus pertinents sont les prédateurs supérieurs des zones côtières et les espèces des zones benthiques côtières, des zones côtières et des zones hauturières (de surface ou pélagiques).

Il est recommandé que les autorités compétentes élaborent une **stratégie de surveillance** détaillant les espèces, les données, la méthodologie, les sites et le calendrier. Il devrait également préciser l'utilisation des données recueillies. Idéalement, la stratégie de suivi sera mise en œuvre au moyen de plans de travail pluriannuels successifs. Il est recommandé de garder les choses simples et de viser le long terme ; quelques espèces surveillées dans un nombre raisonnable de sites représentatifs sur plusieurs années (> 20 ans) est susceptible de fournir des résultats plus informatifs que dans le cas d'approches plus ambitieuses avec un effort variable sur une période plus courte.

Le choix de la méthode de surveillance dépendra de l'espèce et des données recherchées. Le dénombrement des oiseaux dans les colonies (**recensement des colonies**) est le moyen le plus efficace d'obtenir des données numériques sur l'abondance des espèces et les tendances démographiques dans le temps. Le nombre de colonies et leur répartition spatiale fournissent également des informations sur l'aire de répartition des espèces. Les recensements doivent être effectués régulièrement tous les 5 à 10 ans et doivent être effectués par des professionnels afin de réduire au minimum les perturbations.

En dehors des colonies de reproduction, le **dénombrement des oiseaux** dans des sites particuliers où les oiseaux se regroupent (pour se percher, se baigner, etc.) peut fournir une bonne indication de leur abondance, surtout si des recensements sont effectués simultanément dans plusieurs sites dans une zone donnée. La présence des oiseaux peut être influencée par des facteurs externes, de sorte qu'une bonne connaissance des conditions locales et un échantillon de grande taille peuvent aider à améliorer la précision des estimations. De même, les **radeaux pour puffins** en mer, près des sites de reproduction, peuvent être utilisés comme approximation du nombre d'individus reproducteurs sur ces sites, mais la taille de ces radeaux varie beaucoup, de sorte qu'ils ne représentent pas nécessairement les différences dans la taille des populations sur le site. Cette méthode peut compléter d'autres techniques, mais il n'est pas recommandé d'estimer à elle seule l'abondance des oiseaux.

Le dénombrement des points de migration permet d'évaluer l'abondance totale des oiseaux passant par des points étroits en mer. On ne peut s'attendre à ce que cette méthode fournisse des estimations fiables qu'à quelques points stratégiques comme le détroit de Gibraltar, mais elle peut être moins précise ailleurs. La détectabilité peut poser un problème, mais elle pourrait être améliorée par des méthodes d'échantillonnage à distance. Le dénombrement des oiseaux aux points de migration ne permet pas d'établir un lien avec les populations locales, son utilisation est donc limitée.

Les **relevés à bord de navires** dans des transects à vitesse constante sont une méthode très efficace pour surveiller la distribution et l'abondance des oiseaux de mer, en particulier lorsque la probabilité de détection est estimée en même temps à l'aide de la méthode d'échantillonnage à distance. Idéalement, l'équipe d'arpentage devrait pouvoir utiliser librement un navire et contrôler son déplacement et sa vitesse. La répartition des oiseaux de mer peut être fortement perturbée par l'apparence et l'activité du navire de relevé ; les bateaux de pêche sont les moins adaptés aux relevés, car ils ont tendance à attirer un grand nombre d'espèces. Lors de l'arpentage, il est recommandé d'enregistrer l'activité du bateau ainsi que d'autres bateaux, en particulier s'ils pêchent.

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

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

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

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

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

Les **recensements complets** devraient couvrir tous les sites de reproduction (la plupart) et devraient être effectués régulièrement, tous les 5 à 10 ans.

Des travaux plus intensifs ne peuvent être effectués que sur quelques sites à la fois : les sites sélectionnés doivent être représentatifs de l'éventail des conditions écologiques disponibles dans le pays ou la région. De plus, il faut faire preuve de prudence lorsqu'on extrapolera à l'ensemble des résultats obtenus à partir de quelques sites.

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

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

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

1. Introduction

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

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

2. Cadre stratégique

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

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

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

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

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

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

GROUPE FONCTIONNEL	ESPÈCES	
prédateurs supérieurs des zones côtières	<i>Falco eleonora</i>	Faucon d'Éléonora
	<i>Pandion haliaetus</i>	Balbuzard pêcheur
organismes benthiques de la zone intertidale	<i>n.a.</i>	
organismes benthiques de la zone côtière	<i>Phalacrocorax aristotelis desmarestii</i>	Cormoran huppé (de la Méditerranée)
organismes des zones hauturières (en surface)	<i>Larus audouinii</i>	
organismes des zones côtières (en surface)	<i>Larus genei</i>	Goéland railleur
	<i>Thalasseus (= Sterna) bengalensis</i>	Sterne voyageuse
	<i>Thalasseus (= Sterna) sandvicensis</i>	Sterne caugek
organismes des zones hauturières (en surface ou pélagiques)	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Océanite tempête européenne
	<i>Calonectris diomedea</i>	Puffin de Scopoli
	<i>Puffinus yelkouan</i>	Puffin de Méditerranée
	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Puffin des Baléares

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

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

3. Agrégation des espèces - groupes fonctionnels

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

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

prédateur supérieur côtier - oiseaux de proie et autres grands prédateurs qui se trouvent au sommet de la chaîne alimentaire du milieu côtier, donc pas nécessairement les seuls oiseaux marins au sens strict du terme. Dans un milieu non perturbé, une des espèces les plus représentatives serait la Pygargue à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*), un prédateur des oiseaux marins, mais aussi des mammifères et des poissons, depuis toujours persécuté et qui est devenu rare dans la région. Deux autres oiseaux de proie, le Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) et le Faucon d'Éléonore (*Falco eleonora*) nichent généralement sur les falaises. Bien que d'un point de vue écologique leurs niches sont plus larges, ils sont considérés comme appartenant à ce groupe à des fins de surveillance et d'évaluation.

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

prédateurs à alimentation benthique subtidale, côtier - oiseaux qui plongent dans l'eau de mer pour se nourrir, généralement sur des poissons démersaux. Dans la région méditerranéenne, ce groupe est

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

surtout représenté par le Cormoran huppé (*Gulosus* (= *Phalacrocorax*) *aristotelis desmarestii*), une forme endémique dont la population est estimée à seulement 10 000 individus et présents très localement. Les Cormorans huppés ont traditionnellement connu des phases de déclin et de reconstitutions, et pourraient être fortement affectés par la pression humaine, que ce soit en raison de l'occupation de leur zone d'habitat que des captures accessoires de la pêche.

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

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

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

4. Stratégie de surveillance

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

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

- a) **Espèces** - au minimum, les espèces représentatives de chaque groupe fonctionnel (Tableau 1) doivent être régulièrement surveillées, si elles sont présentes dans le pays. Il est possible d'ajouter d'autres espèces à l'ensemble, mais une telle décision doit tenir compte du fait qu'une surveillance efficace nécessite un engagement sur le long terme, qui peut se révéler difficile à respecter. En outre, la décision de surveiller d'autres espèces ne devrait pas compromettre la surveillance de l'ensemble des espèces représentatives, car étant surveillées à une plus grande échelle (p. ex. toute la région méditerranéenne), les données obtenues à l'échelle nationale ou locale ont une plus grande valeur.

- b) **Données** - la nature des données à collecter varie en fonction de l'indicateur commun et est spécifiée dans les fiches d'information relatives aux indicateurs communs. Une stratégie de surveillance doit examiner les données possibles sous forme de valeurs numériques de répartition (aire totale occupée, nombre de carrés, cartes), d'abondance (nombre d'oiseaux présents, nombre de nids apparemment occupés, etc. ; densité relative), de productivité de reproduction (jeunes nés par œuf pondu, jeunes nés par tentative de reproduction) et de démographie générale (taux de survie annuel, taux de la population juvénile, ratio par classe d'âge). Dans la mesure du possible, il est recommandé de collecter des données supplémentaires sur les pressions environnementales qui peuvent être biologiquement pertinentes, comme cela se fait déjà dans certains pays. Ces données peuvent inclure des suivis sur les colonies afin de détecter des signes de prédation ou des traces de déchets anthropiques (plastiques, par exemple) dans les nids d'oiseaux marins, ainsi que des prélèvements de sang et / ou de plumes afin de détecter la présence de contaminants chez les oiseaux adultes ou leurs petits.
- c) **Méthodologie** - une évaluation du niveau de population peut être obtenue en comptant le nombre total d'individus à un moment donné ou à des périodes choisies d'échantillonnage, puis en calculant le nombre total par extrapolation. Cette dernière méthode (c'est-à-dire, échantillonnage + extrapolation) est de loin la plus courante, mais il faut bien choisir les périodes/sites d'échantillonnage, et recourir à des méthodes statistiques robustes pour le calcul. Une stratégie de surveillance doit préciser les méthodes d'échantillonnage, les techniques de surveillance et les procédures de calcul. Elle doit également décrire l'interaction des différentes méthodes, p. ex. en calculant une valeur tendancielle de la population annuelle (par échantillonnage stratifié et représentatif) et en l'associant à un recensement complet et à grande échelle tous les 5 ou 10 ans.
- d) **Sites** - la stratégie de surveillance définira la dimension spatiale de son échantillonnage. Les recensements globaux ne peuvent être effectués que périodiquement (généralement tous les 5 à 10 ans), alors que l'effort annuel pour obtenir des données sur les tendances de population ou sur les performances de la reproduction devra se limiter à un échantillon plus petit de sites représentatifs. Même au sein de colonies uniques (grandes), il est souvent nécessaire d'obtenir des données détaillées à partir d'une sélection aléatoire de carrés. Le nombre et l'emplacement des colonies surveillées influençant les résultats², il est important que la stratégie tienne compte de la représentativité de chaque site par rapport au contexte général. En général, il est recommandé de traiter les données avec des méthodes statistiques robustes qui tiennent compte du poids relatif de chaque site dans le contexte d'ensemble de la population.
- e) **Calendrier** - la programmation et la répétabilité des activités de surveillance varieront en fonction des espèces et des zones. En général, la stratégie de surveillance doit chercher à obtenir des données *ad infinitum*, ou du moins tant que des espèces ou des sites menacés restent dans ce statut. Pour cette raison, la stratégie doit chercher à obtenir les données les plus intéressantes (p. ex. la productivité globale avec une préférence pour la date de première ponte), et le plan de travail pluriannuel devrait garantir la surveillance nécessaire au moins une fois par an. Pour une surveillance efficace, la stratégie doit également prendre en compte la question de la saisonnalité et proposer le meilleur moment pour effectuer chaque échantillonnage. Idéalement, le plan de travail doit chercher à optimiser et combiner les échantillonnages pour différentes espèces, quand cela est possible, afin d'optimiser les résultats.

En général, il est conseillé de ne pas compliquer les choses et de voir les choses sur le long terme ; quelques espèces surveillées sur un nombre raisonnable de sites représentatifs sur plus de 20 ans donnera probablement

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

des résultats beaucoup plus indicatifs que des approches plus ambitieuses mais où l'effort sera variable sur des périodes plus courtes.

5. Méthodes de surveillance

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

Recensement des colonies

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

Nombre de perchoirs sur terre ferme (agrégation)

- Plusieurs espèces, en particulier les goélands, les sternes et les cormorans se regroupent dans des sites connus après avoir mangé ou pour se reposer, se nettoyer, etc. L'évaluation du nombre d'oiseaux sur ces sites peut fournir une bonne indication de leur présence (indicateur commun 4), en particulier si les recensements sont effectués simultanément sur tous les sites où les oiseaux s'agrègent dans une zone donnée. Cette méthode n'est pas sans inconvénient, car la présence d'oiseaux peut être influencée par des facteurs externes tels que les conditions météorologiques, la saison, le jour de la semaine, etc. Une bonne connaissance des conditions locales et un échantillon large peuvent contribuer à améliorer la précision des estimations.
- De même, la tendance bien connue de certains oiseaux marins, en particulier des puffins, à former des radeaux en mer près des sites de reproduction peut être utilisée comme un indicateur indirect du nombre de reproducteurs sur ces sites. Toutefois, on sait que la taille de ces radeaux peut connaître de grandes variations en fonction des conditions météorologiques, de la période de l'année et des caractéristiques locales de chaque colonie ; ils ne sont donc pas nécessairement représentatifs des différences de taille de la population sur le site. Compte tenu du nombre de biais potentiels (perturbation, heure de la journée, conditions météorologiques), cette méthode ne doit être considérée que comme un complément aux autres méthodes de surveillance, car elle peut ne pas être indicative de l'abondance. Le comportement de rafting dans des zones de reproduction bien connues peut

cependant être utile pour informer la gestion des extensions marines des colonies de reproduction, en termes de phénologie, d'extension spatiale, etc.

Dénombrement des points de migration

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

Relevés à partir de navires

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

Observations aériennes

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

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

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

Questionnaires (pêcheurs, navigateurs)

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

Capture - Marquage - Recapture

- Les méthodes de capture-marquage-recapture (CMR) fournissent des estimations robustes sur les variables démographiques telles que la survie individuelle, le recrutement et l'émigration (Amstrup, McDonald & Manly, 2005). Elles nécessitent une planification adéquate et un engagement de long terme, car les oiseaux de mer ont généralement une espérance de vie assez longue. Il est nécessaire pour cela de disposer d'équipes très spécialisées, capables de capturer et de marquer un nombre suffisamment important d'oiseaux sur une longue durée (au moins 5 ans, idéalement 10 ou plus) et en mesure d'analyser les données à l'aide d'un logiciel spécifique (programme MARK : White & Burnham 1999). Cela limite l'utilisation des méthodes CMR à un nombre relativement restreint de sites et d'espèces.

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

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

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

Pièges photographiques

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

Drones

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

6. Couverture territoriale

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

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

7. Plan d'échantillonnage et représentativité

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

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

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

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

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

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

9. Gestion, analyse et contrôle des données

L'utilisation des données de surveillance doit être définie dans la stratégie de surveillance. Cet aspect doit être intégré dans l'élaboration de toutes les activités de surveillance et doit être pris en compte lors de leur réalisation. La collecte des données doit être simple et claire, et elle doit rester constante le plus longtemps possible, afin d'assurer la cohérence des séries chronologiques. Idéalement, un analyste de données devrait faire partie intégrante de l'équipe de surveillance et être en mesure de participer à l'élaboration de l'observation. Cette stratégie améliorera l'efficacité globale de l'équipe.

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

10. Rapport

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

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

11. Références

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

Annexe I Tableau comparatif : Caractéristiques des techniques de surveillance

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

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

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

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

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

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

Table des matières

ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

1. INTRODUCTION

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

2. MÉTHODES DE SURVEILLANCE

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

3. RÉFÉRENCES

ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

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

1. INTRODUCTION

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

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

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

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

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

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

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

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

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

SEA TURTLE MONITORING

SEA TURTLE MONITORING AND
APPLIED RESEARCH STUDIES

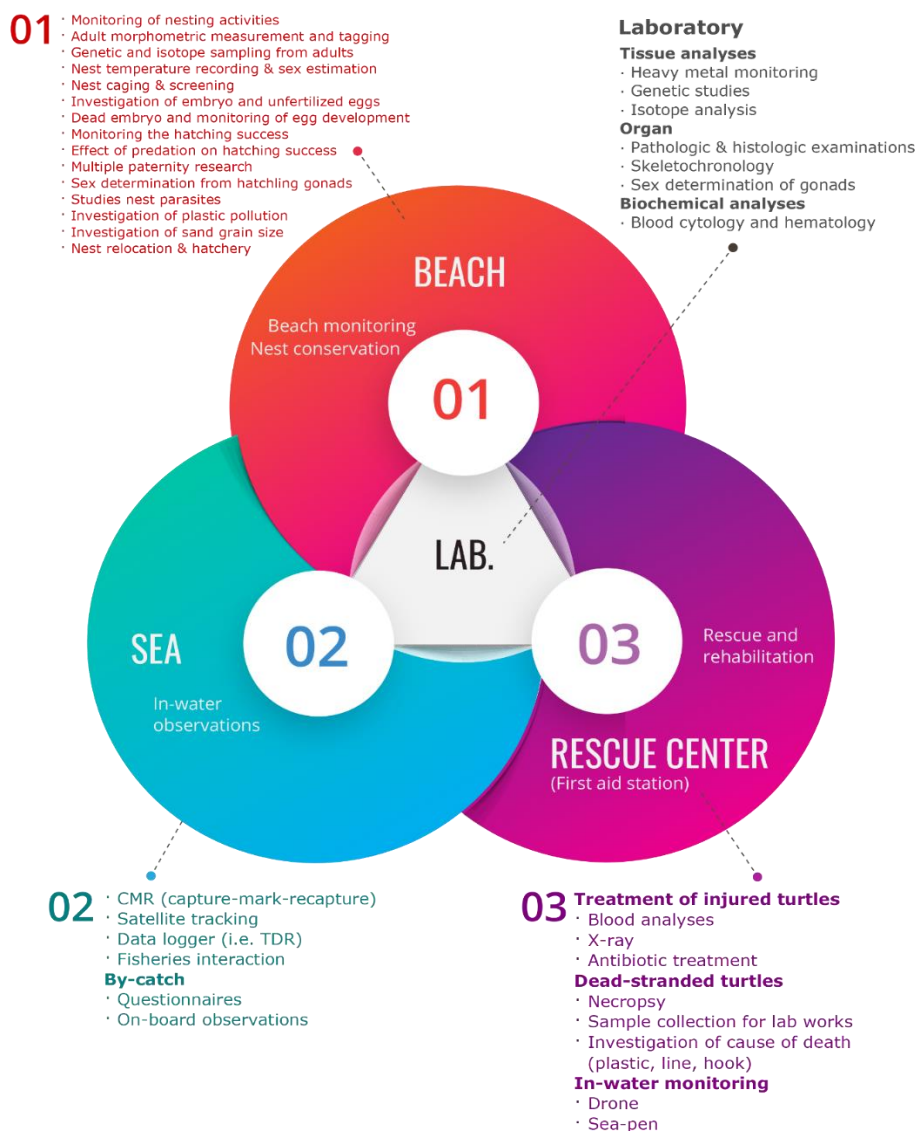


Figure 1. Activités de recherche et suivi spatial des tortues marines

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

1.1. Aires de répartition des tortues de mer

1.1.1. Répartition des sites de nidification des tortues Caouannes

La nidification des tortues caouannes (*Caretta caretta*) se produit sur une vaste zone, avec plus de 96% des couvées pondues à Chypre, en Grèce, en Libye et en Turquie, qui hébergent les principales colonies de nidification de cette espèce en Méditerranée.

Les niveaux inférieurs de nidification se produisent sur les rives méditerranéennes de l'Égypte, d'Israël, de l'Italie, du Liban, de la Syrie et de la Tunisie, et des nidifications mineures et peu fréquentes ont lieu le long du littoral occidental du bassin de la France, de l'Italie, de l'Espagne et de leurs îles situées au large des côtes. Des nidifications sporadiques sont également enregistrées sur la côte égéenne de la Turquie et sur la côte albanaise. Si toutes les années étudiées sont incluses, il y a en moyenne 6 751 couvées de tortues caouannes par an, dont 8 179 au cours des dernières années (Casale et al., 2018).

1.1.2. Répartition des sites de nidification des tortues vertes

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

1.2. Abondance de la population et tendances

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

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

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

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

1.3. Données démographiques

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

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

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

Les paramètres qui nécessitent un suivi ici sont les suivants :

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

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

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

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

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

1.3.3. Surveillance spatiale et temporelle du ratio des sexes

Le rapport des sexes des nouveau-nés sur les plages et les rapports des sexes à l'âge adulte et sub-adulte sont importants pour la surveillance de la population des deux espèces de tortues marines

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

1.3.3.1. Estimations du ratio des sexes des tortues Caouannes

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

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

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

1.3.3.2. Estimations du ratio des sexes des tortues vertes

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

1.3.3.3. Estimations du ratio des sexes dans l'eau

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

1.3.3.4. Surveillance des effets du réchauffement climatique

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

1.3.4. Croissance, âge à la maturité sexuelle et survie

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

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

D'après les données de capture-marquage-recapture, la probabilité de survie annuelle des caouannes de 25 à 88 cm CCL a été estimée à 0,73 et elle a été considérée comme sous-estimée d'au moins 0,1 à cause de la perte d'étiquettes (Casale et al., 2007b). Les probabilités de survie annuelles des grands juvéniles dans quatre zones d'alimentation différentes ont été estimées à l'aide d'une analyse de la courbe des prises, donnant des valeurs variantes entre 0,71 et 0,86 en fonction de la zone (Casale et al., 2015). Ces valeurs ont été jugées inférieures à ce qui était espéré d'une population en bonne santé et sont probablement dues à une mortalité anthropique telle que les prises accessoires, en particulier dans certaines zones telles que l'Adriatique du Sud (Casale et al., 2015).

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

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

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

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

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

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

2013) et cette pêcherie pourrait être responsable de la majeure partie de la mortalité due à la pêche en Méditerranée (Casale, 2011).

Les chalutiers de fond causent la mort par noyade et les mesures d'atténuation sont représentées, entre autres, par la modification de l'engin (dispositif d'évacuation des tortues ou TED) pour permettre à toute tortue capturée de sortir du filet (FAO, 2009 ; Lucchetti et al., 2016) et en gardant à bord les tortues comateuses (c'est-à-dire semi-noyées) jusqu'à leur rétablissement (Gerosa et Aureggi, 2001 ; FAO, 2009). Cependant, la maladie de décompression peut représenter un problème supplémentaire négligé (García-Párraga et al., 2014). Les palangres pélagiques causent généralement la mort après la libération en raison des dommages internes causés par la ligne et secondairement par le crochet (Casale et al., 2008 ; Parga, 2012 ; Alvarez de Quevedo et al., 2013).

Les mesures d'atténuation sont représentées, entre autres, par l'utilisation des hameçons plus gros (p. ex. des hameçons circulaires) (Piovano et al., 2012 ; Gilman & Huang, 2017), qui diminuent le taux de prises et par le retrait des engins (en particulier la ligne) de la tortue avant de la libérer (Gerosa et Aureggi, 2001 ; FAO, 2009). Les filets fixes entraînent la mort par noyade, avec des taux de mortalité très élevés dus au temps pendant lequel le filet est dans l'eau (Echwikhi et al., 2012) et la seule mesure d'atténuation disponible à l'heure actuelle est l'éclairage du filet, de sorte que les tortues puissent le voir et l'éviter (Ortiz et al., 2016).

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

2. MÉTHODES DE SURVEILLANCE

Le suivi des tortues marines peut être effectué par :

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

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

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

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

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

Indicateur Commun	Surveillance des plages de nidification		Surveillance de l'habitat marin	
	Mise en œuvre/Outils	Données collectées	Mise en œuvre/Outils	Données collectées
Aire de répartition CI3	Patrouilles à pied sur la plage	Nombre annuel de nids et de pistes ; succès de nidification ; répartition spatiale et temporelle des nids	Sondages par bateau	Nombre d'individus ; classes de taille; répartition des espèces; utilisation de l'habitat
	Sondages par avion ou par drone	Nombre de pistes, et identifier les nids si possible	Sondages par avion ou par drone	Nombre d'individus ; classes de taille; répartition des espèces
	Suivi des tortues par satellite GPS	Couloirs migratoires, fréquence de ponte, habitats de nidification, aires d'alimentation	Suivi des tortues par satellite GPS	Couloirs migratoires ; aires d'hivernage ; aires de nidification ; utilisation de l'habitat
	Surveillance de la température du sable, du nid et de l'eau de mer	Les tendances du rapport des sexes ; plages de nidification convenables ; périodicité de nidification	Données sur les prises accessoires des pêches	Rapport des sexes, maturité, répartition des espèces, classes de taille ; nombre d'individus
	Réseau de tortues échouées	Répartition spatiale et temporelle et classes d'âge des tortues	Réseau de tortues échouées	Répartition spatiale et temporelle et classes d'âge des tortues
	Analyses d'isotopes stables	Utilisation de l'habitat ; estimation de l'origine de l'aire d'alimentation ;	Analyses d'isotopes stables	Utilisation de l'habitat
	Surveillance des aires de nidification potentielles	Nombre annuel de nids sporadiques		
	Photo d'identité, étiquette de nageoire, étiquette PIT, étiquette génétique	Nombre d'individus ; paternité multiple ; diversité d'haplotypes		
CI4 Abondance de la population	Patrouilles à pied sur la plage	Nombre annuel des nids et nombre de femelles nicheuses	Sondages par bateau	Nombre d'individus ; classes de taille; répartition des espèces
	Photo d'identité, étiquette de	Nombre d'individus ; paternité multiple ; diversité d'haplotypes	Prélèvement génétique	Analyse de stock mixte ; diversité génétique (ADN)

	nageoire, étiquette PIT, étiquette génétique			mitochondrial et nucléaire)
	Surveillance des aires de nidification potentielles	Nombre annuel de nids sporadiques	Données sur les prises accessoires des pêches	Rapport des sexes, maturité, répartition des espèces, classes de taille ; nombre d'individus
			Sondages par avion ou par drone	Nombre d'individus ; classes de taille; répartition des espèces; utilisation de l'habitat
			Réseau de tortues échouées	Répartition spatiale et temporelle et classes d'âge des tortues
CI5 Démographie de la Population	Patrouilles sur la plage	Réussite d'éclosion et d'émergence ; taux de prédation; rapport des sexes des nouveau-nés	Sondages par bateau	Nombre d'individus ; classes de taille; répartition des espèces; utilisation de l'habitat
	Photo d'identité, étiquette de nageoire, étiquette PIT, étiquette génétique	Nombre d'individus ; paternité multiple ; diversité d'haplotypes	Études CMR	Classes d'âge et de taille, sexage, maturité, état de santé
	Réseau de tortues échouées	Vieillessement des tortues mortes grâce à la squeletteochronologie	Prélèvement génétique	Analyse de stock mixte ; diversité génétique (ADN mitochondrial et nucléaire)
			Réseau de tortues échouées	Répartition spatiale et temporelle et classes d'âge des tortues
			Données sur les prises accessoires des pêches	Rapport des sexes, maturité, répartition des espèces, classes de taille

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

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

2.1. Heure et aire

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

2.1.1. Zone de reproduction

2.1.1.1. Nidification de la population femelle

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

2.1.1.2. Ratio du sexe opérationnel

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

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

2.1.2. Zones d'alimentation et d'hivernage

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

2.2. Échantillons et données à collecter chez les tortues marines

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

2.2.1. Mesure de la taille des individus et marquage

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

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

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

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

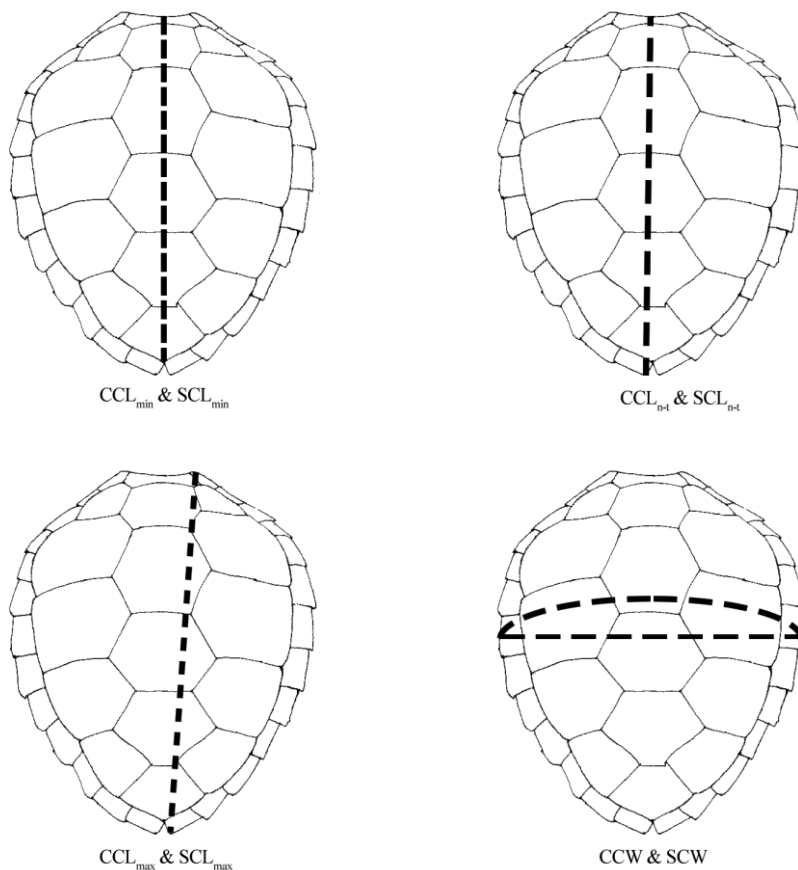


Figure 2. Mesures morphométriques de la carapace. (Pour les abréviations, voir le texte ci-dessus)

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

Les avantages de ces étiquettes sont :

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

Les désavantages de ces étiquettes sont :

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

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

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

Matériel nécessaire

Mesure des dimensions

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

Marquage

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

2.2.2. Échantillon de peau et de scutelle

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

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

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

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

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

2.2.3. Échantillon de sang

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

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

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

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

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

Matériel nécessaire

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

2.3. Surveillance des plages

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

Matériel nécessaire

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

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

2.3.1. Surveillance des plages durant la saison de nidification

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

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

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

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

2.3.2. Surveillance des plages durant la saison d'éclosion

Les données récoltées au cours de la saison de ponte sont utilisées pour estimer la période d'éclosion. Cela sera confirmé par des indices physiques et l'observation de petites traces quittant le nid et se dirigeant vers la mer.

La période d'éclosion se produit habituellement de 45 à 70 jours suivant la première date de ponte. Les nids ayant atteint la période d'incubation de 40 jours doivent être surveillés.

La fouille des nids ne doit être entreprise que 4 jours après avoir aperçu les premières traces et les données suivantes doivent être consignées :

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

2.3.3. Excavation de nids éclos

La fouille des nids est essentielle car elle permet de sauver les petits qui ne sont pas capables de quitter le nid, soit parce qu'ils sont trop faibles, soit parce que le nid est obstrué par un facteur externe.

Au cours de la fouille du nid, les renseignements concernant les petits en bonne santé, les œufs non fécondés, les embryons morts, les coquilles vides et les petits vivants incapables de quitter le nid sont récoltés.

Les coquilles d'œufs dans les nids sont comptabilisées comme coquilles vides et les œufs contenant des embryons morts sont comptabilisés comme embryons morts. Cependant la détection des embryons morts très précocement peut se révéler difficile.

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

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

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

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

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

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

2.3.3.2. Calcul des résultats d'éclosion

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

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

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

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

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

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

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

Matériel nécessaire

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

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

2.4.1. Observation sur embarcation

La surveillance de la population en mer est utilisée pour l'estimation de la taille, de l'abondance et du ratio des sexes d'une population dans une zone particulière. Elle est également utile pour la collecte d'échantillons biologiques.

Une zone de recherche peut se composer d'une aire de reproduction, d'alimentation, d'hivernage ou un mélange de ces trois aires. Cela signifie que différentes populations peuvent se trouver dans une zone. Les tortues marines sont des espèces migratoires, le timing de l'étude est donc important et devrait être sélectionné soigneusement ; et une méthode utilisée devrait être employée.

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

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

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

Matériel nécessaire

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

2.4.2. Suivi satellite

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

2.4.2.1. Application d'étiquettes satellites et enregistreurs de données

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

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

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

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

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

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

Matériel nécessaire

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

2.4.3. Observations aériennes et utilisation d'UAV

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

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

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

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

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

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

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

Matériel nécessaire

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

2.4.3.1. Surveillance des plages de nidification à distance

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

2.4.3.2. Observations dans l'eau

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

2.5. Structuration génétique

Les techniques de génétique moléculaire sont largement utilisées et plusieurs méthodes non invasives de prélèvement existent.

Bien qu'elles aient l'air relativement simples, elles nécessitent une attention particulière lors du prélèvement à cause de la contamination possible entre les ADN de différents individus. Les échantillons génétiques peuvent être prélevés sur des femelles adultes, des petits et des embryons morts.

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

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

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

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

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

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

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

2.6. Surveillance des échouages

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

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

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

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

2.7. Surveillance de la pollution et des polluants

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

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

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

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

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

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

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

2.7.1. Polluants chimiques

Les polluants chimiques représentent eux aussi une menace potentielle pour les tortues marines. Cela est particulièrement significatif lorsque plusieurs rivières importantes se jettent dans différentes parties de la Méditerranée et que l'on prend en compte sa nature semi-fermée. La présence de métaux lourds chez les tortues marines a été étudiée dans différentes parties de la mer Méditerranée.

La plupart des valeurs de concentration étaient au-dessous des seuils de toxicité, sauf pour le nord de l'Adriatique (Franzellitti et al., 2004) et au large du sud de la Turquie (Kaska et al., 2004).

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

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

Matériels nécessaires :

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

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

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

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

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

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

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

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

2.7.1. Prélèvement d'échantillons pour analyses d'isotopes stables

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

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

Pour le prélèvement sanguin, suivre la procédure indiquée ci-avant.

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

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

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

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

Si les échantillons proviennent d'une tortue juvénile, prélever les échantillons par la méthode du rabotage car la couche de kératine est très fine, en particulier chez les tortues franches. Après avoir nettoyé et rincé la zone de prélèvement, commencer à raboter la totalité de la scutelle à l'aide d'un couteau (la 5^e scutelle ventrale est propice à cette procédure). Environ 2,00 mm de kératine peuvent être rabotés. Utiliser un paravent (p. ex. parapluie) pendant le rabotage.

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

Matériel nécessaire

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

2.8. Contributions de la pêche

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

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

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

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

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

3. RÉFÉRENCES

- Álvarez de Quevedo I, San Félix M, Cardona L (2013) Mortality rates in by-caught loggerhead turtle *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea and implications for the Atlantic populations. *Mar Ecol Prog Ser* 489: 225–234
- Bjorndal KA, Wetherall JA, Bolten AB, Mortimer JA (1999) Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: an encouraging trend. *Conserv Biol* 13: 126–134
- Bolten AB (1999) Techniques for measuring sea turtles. In: Eckert KL, Bjorndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (eds) *Research and management techniques for the conservation of sea turtles*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Washington, DC, p 110–114
- Bradshaw PJ, Broderick AC, Carreras C, Inger R and others (2017) Satellite tracking and stable isotope analysis highlight differential recruitment among foraging areas in green turtles. *Mar Ecol Prog Ser* 582: 201–214

- Broderick AC, Godley BJ, Reece S, Downie JR (2000) Incubation periods and sex ratios of green turtles: highly female biased hatchling production in the eastern Mediterranean. *Mar Ecol Prog Ser* 202: 273–281
- Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC (2002) Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean. *Oryx* 36: 227–235
- Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC (2003) Variation in reproductive output of marine turtles. *J Exp Mar Biol Ecol* 288: 95–109
- Broderick AC, Coyne MS, Fuller WJ, Glen F, Godley BJ (2007) Fidelity and over-wintering of sea turtles. *Proc R Soc B* 274: 1533–1538
- Calmanovici B, Waayers D, Reisser J, Clifton J, Proietti M (2018) I³S Pattern as a mark-recapture tool to identify captured and free-swimming sea turtles: an assessment. *Mar Ecol Prog Ser.* 589: 263–268. <https://doi.org/10.3354/meps12483>
- Candan O, Kolankaya D (2016) Sex ratio of green turtle (*Chalonia mydas*) hatchlings at Sugözü, Turkey: higher accuracy with pivotal incubation duration. *Chelonian Conserv Biol* 15: 102–108
- Cardona L, Clusa M, Eder E, Demetropoulos A and others (2014) Distribution patterns and foraging ground productivity determine clutch size in Mediterranean loggerhead turtles. *Mar Ecol Prog Ser* 497: 229–241
- Carpentier AS, Jean C, Barret M, Chassagneux A, Ciccione S (2016). Stability of facial scale patterns on green sea turtles *Chelonia mydas* overtime: A validation for the use of a photo-identification method. *J Exp Mar Bio Ecol.* 476: 15 – 21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2015.12.003>
- Carreras C, Cardona L, Aguilar A (2004) Incidental catch of the loggerhead turtle *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Biol Conserv* 117: 321–329
- Carreras C, Pont S, Maffucci F, Pascual M and others (2006) Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Mar Biol* 149: 1269–1279
- Carreras C, Pascual M, Cardona L, Marco A and others (2011) Living together but remaining apart: Atlantic and Mediterranean loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in shared feeding grounds. *J Hered* 102: 666–677
- Carreras C, Monzón-Argüello C, López-Jurado LF, Calabuig P and others (2014) Origin and dispersal routes of foreign green and Kemp's ridley turtles in Spanish Atlantic and Mediterranean waters. *Amphib-Reptil* 35: 73–86
- Casale P (2011) Sea turtle by-catch in the Mediterranean. *Fish Fish* 12: 299–316
- Casale P (2015) *Caretta caretta* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T83644804A83646294. www.iucnredlist.org (accessed 9 November 2018)
- Casale P, Gerosa G, Yerli SV (2000) Female-biased primary sex ratio of the green turtle, *Chalonia mydas*, estimated through sand temperatures at Akyatan, Turkey. *Zool Middle East* 20: 37–46
- Casale P, Laurent L, Gerosa G, Argano R (2002) Molecular evidence of male-biased dispersal in loggerhead turtle juveniles. *J Exp Mar Biol Ecol* 267: 139–145
- Casale P, Freggi D, Basso R, Argano R (2005) Size at male maturity, sexing methods and adult sex ratio in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Italian waters investigated through tail measurements. *Herpetol J* 15: 145–148
- Casale P, Lazar B, Pont S, Tomás J and others (2006) Sex ratios of juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 324: 281–285
- Casale P, Freggi D, Basso R, Vallini C, Argano R (2007a) A model of area fidelity, nomadism, and distribution patterns of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Mar Biol* 152: 1039–1049
- Casale P, Mazaris AD, Freggi D, Basso R, Argano R (2007b) Survival probabilities of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) estimated from capture-mark-recapture data in the Mediterranean Sea. *Sci Mar* 71: 365–372
- Casale P, Freggi D, Rocco M (2008) Mortality induced by drifting longline hooks and branchlines in loggerhead sea turtles, estimated through observation in captivity. *Aquat Conserv* 18: 945–954
- Casale P, d'Astore PP, Argano R (2009) Age at size and growth rates of early juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean based on length frequency analysis. *Herpetol J* 19: 29–33

- Casale P, Affronte M, Insacco G, Freggi D and others (2010) Sea turtle strandings reveal high anthropogenic mortality in Italian waters. *Aquat Conserv* 20: 611–620
- Casale P, Palilla G, Salemi A, Napoli A and others (2012a) Exceptional sea turtle nest records in 2011 suggest an underestimated nesting potential in Sicily (Italy). *Acta Herpetol* 7: 181–188
- Casale P, Simone G, Conoscitore C, Conoscitore M, Salvemini P (2012b) The Gulf of Manfredonia: a new neritic foraging area for loggerhead sea turtles in the Adriatic Sea. *Acta Herpetol* 7: 1–12
- Casale P, Freggi D, Cinà A, Rocco M (2013) Spatio-temporal distribution and migration of adult male loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea: further evidence of the importance of neritic habitats off North Africa. *Mar Biol* 160: 703–718
- Casale P, Freggi D, Maffucci F, Hochscheid S (2014) Adult sex ratios of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in two Mediterranean foraging grounds. *Sci Mar* 78: 303–309
- Casale P, Freggi D, Furi G, Vallini C and others (2015) Annual survival probabilities of juvenile loggerhead sea turtles indicate high anthropogenic impact on Mediterranean populations. *Aquat Conserv* 25: 690–700
- Casale P, Heppell SS (2016) How much sea turtle bycatch is too much? A stationary age distribution model for simulating population abundance and potential biological removal in the Mediterranean. *Endang Species Res* 29: 239–254
- Casale P, Broderick AC, Camiñas JA, Cardona L and others (2018) Mediterranean sea turtles: current knowledge and priorities for conservation and research. *Endang Species Res* 36:229-267. <https://doi.org/10.3354/esr00901>
- Casini S, Caliani I, Giannetti M, Marsili L, Maltese S, Coppola D, Bianchi N, Campani T, Ancora S, Caruso C, Furi G, Parga M, D'Agostino A, Fossi MC. (2018). First ecotoxicological assessment of *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) in the Mediterranean Sea using an integrated nondestructive protocol. *Sci Total Environ.* 631 – 632. 1221 – 1233. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.111>
- Clusa M, Carreras C, Pascual M, Gaughran SJ and others (2014) Fine-scale distribution of juvenile Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Mar Biol* 161: 509–519
- Coelho R, Fernandez-Carvalho J, Santos MN (2013) A review of fisheries within the ICCAT convention area that interact with sea turtles. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas. Collect Vol Sci Pap* 69: 1788–1827
- Cortés-Gómez AA, Romero D, Girondot M (2017) The current situation of inorganic elements in marine turtles: A general review and meta-analysis. *Environ Pollut* 229:567-585
- Echwikhi K, Jribi I, Bradai MN, Bouain A (2010) Gillnet fishery – loggerhead turtle interactions in the Gulf of Gabes, Tunisia. *Herpetol J* 20: 25–30
- Echwikhi K, Jribi I, Bradai MN, Bouain A (2012) Overview of loggerhead turtles coastal nets interactions in the Mediterranean Sea. *Aquat Conserv* 22: 827–835
- FAO (2009) Guidelines to reduce sea turtle mortality in fishing operations. FAO, Rome
- FAO (2016) The state of Mediterranean and Black Sea fisheries 2016. General Fisheries Commission for the Mediterranean FAO, Rome
- Franzellitti S, Locatelli C, Gerosa G, Vallini C, Fabbri E (2004) Heavy metals in tissues of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the northwestern Adriatic Sea. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol* 138: 187–194
- Fuller WJ, Godley BJ, Hodgson DJ, Reece SE, Witt MJ, Broderick AC (2013) Importance of spatio-temporal data for predicting the effects of climate change on marine turtle sex ratios. *Mar Ecol Prog Ser* 488: 267–274
- García-Párraga D, Crespo-Picazo JL, Bernaldo de Quirós Y, Cervera V and others (2014) Decompression sickness ('the bends') in sea turtles. *Dis Aquat Org* 111: 191–205
- Gerosa G, Aureggi M (2001) Sea turtle handling guidebook for fishermen. RAC/SPA, UNEP, Tunis
- Gilman E, Huang HW (2017) Review of effects of pelagic longline hook and bait type on sea turtle catch rate, anatomical hooking position and at-vessel mortality rate. *Rev Fish Biol Fish* 27: 43–52
- Gilman E, Chaloupka M, Dagorn L, Hall M, Hobday A, Musly M, Pitcher T, Poisson F, Restrepo V, Suurone P (2019). Robbing Peter to pay Paul: replacing unintended cross-taxaconflicts with intentional tradeoffs by moving from piecemeal to integrated fisheries bycatch management. *Rev Fish Biol Fisheries.* 29: 93. <https://doi.org/10.1007/s11160-019-09547-1>

- Girondot M, Kaska, Y (2015) Nest temperatures in a loggerhead nesting beach in Turkey is more determined by sea surface than air temperature. *J Therm Biol* 47:13-8
- Godley BJ, Broderick AC, Downie JR, Glen F and others (2001a) Thermal conditions in nests of loggerhead turtles: further evidence suggesting female skewed sex ratios of hatchling production in the Mediterranean. *J Exp Mar Biol Ecol* 263: 45–63
- Godley BJ, Broderick AC, Mrosovsky N (2001b) Estimating hatchling sex ratios of loggerhead turtles in Cyprus from incubation durations. *Mar Ecol Prog Ser* 210: 195–201
- Godley BJ, Broderick AC, Glen F, Hays GC (2003) Post-nesting movements and submergence patterns of loggerhead marine turtles in the Mediterranean assessed by satellite tracking. *J Exp Mar Biol Ecol* 287: 119–134
- Hays GC, Ashworth JS, Barnsley MJ, Broderick AC and others (2001) The importance of sand albedo for the thermal conditions on sea turtle nesting beaches. *Oikos* 93: 87–94
- Hays GC, Mazaris AD, Schofield G, Laloë JO (2017) Population viability at extreme sex-ratio skews produced by temperature-dependent sex determination. *Proc R Soc B* 284: 20162576
- Heppell SS, Crowder LB, Crouse DT, Epperly SP, Frazer NB (2003) Population models for Atlantic loggerheads: past, present, and future. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books, Washington, DC, p 255–273
- Herren R, Bagley DA, Bresette MJ, Holloway-Adkins KG, Clarck D, Witherington BE (2018). Sea turtle abundance and demographic measurements in a marine protected area in The Florida Keys, USA. *Herpetol Conserv Biol*. 13(1): 224 – 239.
- Jean C, Ciccione S, Ballorain K, Georges JY, Bourjea J (2010). Ultralight aircraft surveys reveal marine turtle population increases along the west coast of Reunion Island. *Oryx*. 44(2): 223 – 229. <http://dx.doi.org/10.1017/S003060530999072X>
- Jribi I, Bradai MN (2014) Sex ratio estimations of loggerhead sea turtle hatchlings at Kuriat Islands, Tunisia: Can minor nesting sites contribute to compensate globally female-biased sex ratio? *Sci World J* 2014: 419410
- Kamezaki N (2003) What is a loggerhead turtle? The morphological perspective. In: Bolten AB, Witherington B (eds) *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, p 28–43
- Kaska Y, Downie R, Tippett R, Furness RW (1998) Natural temperature regimes for loggerhead and green turtle nests in the eastern Mediterranean. *Can J Zool* 76: 723–729
- Kaska Y, Çelik A, Bağ H, Aureggi M and others (2004) Heavy metal monitoring in stranded sea turtles along the Mediterranean coast of Turkey. *Fresenius Environ Bull* 13: 769–776
- Kaska Y, Ilgaz Ç, Özdemir A, Başkale E, Türkozan O, Baran I, Stachowitsch M (2006) Sex ratio estimations of loggerhead sea turtle hatchlings by histological examination and nest temperatures at Fethiye beach, Turkey. *Naturwissenschaften* 93: 338–343
- Katselidis KA, Schofield G, Stamou G, Dimopoulos P, Pantis JD (2012) Females first? Past, present and future variability in offspring sex ratio at a temperate sea turtle breeding area. *Anim Conserv* 15: 508–518
- Laran S, Authier M, Blanck A, Dorémus G, Falchetto H, Monestiez P, Pettex E, Stephan E, Canneyt OV, Ridoux V (2017). Seasonal distribution and abundance of cetaceans within Frenchwaters-Part II: The Bay of Biscay and the English Channel. *Deep Sea Res Part 2 Top Stud Oceanogr*. 141: 31 – 40. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.12.012>
- Lazar B, Margaritoulis D, Tvrtkovic N (2004) Tag recoveries of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the eastern Adriatic Sea: implications for conservation. *J Mar Biol Assoc UK* 84: 475–480
- Lucchetti A, Punzo E, Virgili M (2016) Flexible Turtle Excluder Device (TED): An effective tool for Mediterranean coastal multispecies bottom trawl fisheries. *Aquat Living Resour* 29: 201
- Maffucci F, D'Angelo I, Hochscheid S, Ciampa M and others (2013) Sex ratio of juvenile loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: Is it really 1: 1? *Mar Biol* 160: 1097–1107
- Margaritoulis D (1998) Interchange of nesting loggerheads among Greek beaches. In: Epperly S P, Braun J (eds) *Proceedings of the 17th annual sea turtle symposium*. NOAA Tech Memo. NMFS-SEFSC-415: 225-227
- Margaritoulis D (2005) Nesting activity and reproductive output of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, over 19 seasons (1984–2002) at Laganas Bay, Zakynthos, Greece: the largest rookery in the Mediterranean. *Chelonian Conserv Biol* 4: 916–929

- Margaritoulis D, Rees AF, Dean CJ, Riggall T (2011) Reproductive data of loggerhead turtles in Laganas Bay, Zakynthos Island, Greece, 2003–2009. *Mar Turtle Newsl* 131: 2–6
- Millot C (2005) Circulation in the Mediterranean Sea: evidences, debates and unanswered questions. *Sci Mar* 69: 5–21
- Mingozzi T, Masciari G, Paolillo G, Pisani B, Russo M, Massolo A (2007) Discovery of a regular nesting area of loggerhead turtle *Caretta caretta* in southern Italy: a new perspective for national conservation. *Biodivers Conserv* 16: 3519–3541
- Mrosovsky N, Kamel S, Rees AF, Margaritoulis D (2002) Pivotal temperature for loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Kyparissia Bay, Greece. *Can J Zool* 80: 2118–2124
- Ortiz N, Mangel JC, Wang J, Alfaro-Shigueto J and others (2016) Reducing green turtle bycatch in small-scale fisheries using illuminated gillnets: the cost of saving a sea turtle. *Mar Ecol Prog Ser* 545: 251–259
- Parga ML (2012) Hooks and sea turtles: a veterinarian's perspective. *Bull Mar Sci* 88: 731–741
- Pike DA (2014) Forecasting the viability of sea turtle eggs in a warming world. *Glob Chang Biol* 20: 7–15
- Piovano S, Basciano G, Swimmer Y, Giacomini C (2012) Evaluation of a bycatch reduction technology by fishermen: a case study from Sicily. *Mar Policy* 36: 272–277
- Rees AF, Avens L, Ballorain K, Bevan E and others (2018) The potential of unmanned aerial systems for sea turtle research and conservation: a review and future directions. *Endang Species Res* 35:81-100
- Reich KJ, Bjorndal KA, Martínez Del Rio C (2008) Effects of growth and tissue type on the kinetics of ^{13}C and ^{15}N incorporation in a rapidly growing ectotherm. *Oecologia* 155: 651–663
- Reisser, J., Proietti, M., Kinas, P., Sazima, I. (2008). Photographic identification of sea turtles: method description and validation, with an estimation of tag loss. *Endang Species Res.* 5: 73 – 82. doi: 10.3354/esr00113
- Revelles M, Isem-Fontanet J, Cardona L, Felix MS, Carreras C, Aguilar A (2007) Mesoscale eddies, surface circulation and the scale of habitat selection by immature loggerhead sea turtles. *J Exp Mar Biol Ecol* 347: 41–57
- Revelles M, Camiñas JA, Cardona L, Parga M and others (2008) Tagging reveals limited exchange of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) between regions in the western Mediterranean. *Sci Mar* 72: 511–518
- Ross DAN, Guzmán HM, Potvina C, van Hinsberg VJ (2017) A review of toxic metal contamination in marine turtle tissues and its implications for human health. *Reg Stud Mar Sci* 15: 1 – 9
- Schofield G, Hobson VJ, Fossette S, Lilley MKS, Katselidis KA, Hays GC (2010a) Fidelity to foraging sites, consistency of migration routes and habitat modulation of home range by sea turtles. *Divers Distrib* 16: 840–853
- Schofield G, Hobson VJ, Lilley MKS, Katselidis KA, Bishop CM, Brown P, Hays GC (2010b) Inter-annual variability in the home range of breeding turtles: implications for current and future conservation management. *Biol Conserv* 143: 722–730
- Schofield G, Dimadi A, Fossette S, Katselidis KA and others (2013) Satellite tracking large numbers of individuals to infer population level dispersal and core areas for the protection of an endangered species. *Divers Distrib* 19: 834–844
- Schofield G, Katselidis KA, Dimopoulos P, Pantis JD (2008). Investigating the viability of photo-identification as an objective tool to study endangered sea turtle populations. *J Exp Mar Bio Ecol.* 360(2): 103–108. doi:10.1016/j.jembe.2008.04.005
- Seminoff JA, Jones TT, Eguchi T, Jones DR, Dutton PH (2006) Stable isotope discrimination ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) between soft tissues of the green sea turtle *Chalonia mydas* and its diet. *Mar Ecol Prog Ser* 308: 271–278
- Sparre PJ. (2000). Manual on sample-based data collection for fisheries assessment. Examples from Viet Nam. FAO Fisheries Technical Paper. No. 398. Rome, FAO. 2000. 171p.
- Stokes KL, Fuller WJ, Glen F, Godley BJ and others (2014) Detecting green shoots of recovery: the importance of long-term individual-based monitoring of marine turtles. *Anim Conserv* 17: 593–602
- Tiwari M, Bjorndal KA (2000) Variation in morphology and reproduction in loggerheads, *Caretta caretta*, nesting in the United States, Brazil, and Greece. *Herpetologica* 56: 343–356

- Tomás J, Gozalbes P, Raga JA, Godley BJ (2008) Bycatch of loggerhead sea turtles: insights from 14 years of stranding data. *Endang Species Res* 5: 161–169
- Türkozan O, Yilmaz C (2008) Loggerhead turtles, *Caretta caretta*, at Dalyan Beach, Turkey: nesting activity (2004–2005) and 19-year abundance trend (1987–2005). *Chelonian Conserv Biol* 7: 178–187
- Vander Zanden, H. B., Bjorndal KA, Mustin W, Ponciano JM, Bolten AB (2012) Inherent variation in stable isotope values and discrimination factors in two life stages of green turtles. *Physiol Biochem Zool* 85:431–441
- Wallace BP, Di Matteo AD, Hurley BJ, Finkbeiner EM and others (2010) Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *PLOS ONE* 5: e15465
- Wright LI, Stokes KL, Fuller WJ Godley BJ and others (2012) Turtle mating patterns buffer against disruptive effects of climate change. *Proc R S B* 279: 2122–2127
- Zbinden JA, Davy C, Margaritoulis D, Arlettaz R (2007) Large spatial variation and female bias in the estimated sex ratio of loggerhead sea turtle hatchlings of a Mediterranean rookery. *Endang Species Res* 3: 305–312
- Zbinden JA, Aebischer A, Margaritoulis D, Arlettaz R (2008) Important areas at sea for adult loggerhead sea turtles in the Mediterranean Sea: satellite tracking corroborates findings from potentially biased sources. *Mar Biol* 153: 899–906
- Zbinden JA, Bearhop S, Bradshaw P, Gill B, Margaritoulis D, Newton J, Godley BJ (2011) Migratory dichotomy and associated phenotypic variation in marine turtles revealed by satellite tracking and stable isotope analysis. *Mar Ecol Prog Ser* 421: 291–302

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

Table des matières

1. Arrière-plan

- 1.1. Définitions
- 1.2. Cadre juridique externe au EcAp
- 1.3. Champs d'application et introduction de l'indicateur commun 6 d'EcAp
- 1.4. Buts et objectifs

2. Protocole de surveillance

- 2.1. Justification et stratégie
- 2.2. Considérations spatiales et temporelles (le « Où » et le « Quand »)
- 2.3. Procédures (le « Lequel » et le « Comment »)
- 6.4. Analyse et interprétation des données

3. Politiques de gestion des données

- 4. Références

1. Arrière-plan

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

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

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

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

Les indicateurs communs forment la colonne vertébrale de l'IMAP qui couvre 11 objectifs écologiques, dont celui concernant les espèces non indigènes (OE2), citant le PNUE/PAM (2017) :

« Dans le contexte de l'IMAP, un indicateur commun est un indicateur qui résume les données en un chiffre simple, standardisé et communicable, et est idéalement applicable dans tout le bassin méditerranéen, ou du moins au niveau des sous-régions et il est suivi par toutes les Parties contractantes. Un indicateur commun est en mesure de donner une indication du degré de menace ou de changement affectant l'écosystème marin et peut fournir des informations précieuses aux décideurs. »

1.1 Définitions

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

Espèces non indigènes (ENI ; synonymes : introduites, exotiques, non natives, allochtones) sont des espèces, sous-espèces ou taxons inférieurs introduits hors de leur habitat naturel (passé ou présent) et hors de leur potentiel naturel de dispersion. Cela comprend toute partie, gamète ou propagule d'une telle espèce susceptible de survivre et ultérieurement de se reproduire. Leur présence dans les régions données résulte de l'introduction intentionnelle ou non découlant de l'activité humaine. Les changements naturels dans l'amplitude de la distribution (p. ex. à cause du changement climatique ou la dispersion par les courants océaniques) ne font pas entrer les espèces dans la catégorie des ENI. Cependant, des introductions secondaires d'ENI en provenance de zone(s) de leur première apparition pourraient se produire sans intervention humaine, à cause de la dispersion par des moyens naturels.

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

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

1.2 Cadre juridique externe au EcAp

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

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

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

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

Le règlement (UE) n°1143/2014 énumère les espèces exotiques envahissantes (EEE) préoccupantes pour l'Union qui devraient être la cible ou faire l'objet de mesure de gestion et pour lesquelles aucune transaction commerciale n'est autorisée. À l'heure actuelle, seules les espèces terrestres et d'eau douce sont énumérées dans ce règlement, pas des espèces marines.

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

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

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

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

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

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

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

1.4. Buts et objectifs

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

2. Protocole de surveillance

2.1 Justification et stratégie

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

- (i) L'abondance d'espèces non indigènes
 - (ii) L'apparition temporelle et la distribution spatiale des espèces non indigènes
- (i) Il est largement reconnu que la collecte de données de surveillance de l'abondance est un processus coûteux. Il est donc recommandé de concentrer les efforts de surveillance sur l'enregistrement de toutes les ENI dans une zone spécifique (c.-à-d. sur la compilation d'inventaires spécifiques de site des ENI). La collecte des données de surveillance d'abondance peut se justifier seulement dans le cas où une espèce montre une propagation soudaine au-delà d'un seuil prédéfini. Étant donné la vaste amplitude géographique des zones surveillées au sein des différentes Parties contractantes, il est recommandé que les

seuils soient calculés comme une fraction ou un pourcentage du littoral total sous surveillance, plutôt que comme une longueur absolue du littoral. Un exemple de seuil pertinent pourrait être la propagation d'une ENI sur une étendue littorale excédant 5 % de la totalité du littoral national, ou le doublement du nombre de stations côtières de surveillance pour lesquels des ENI ont été signalées.

- (ii) Pour suivre l'indicateur de tendance pour les espèces non indigènes, deux paramètres [A] et [B] devraient être calculés annuellement. Le paramètre [A] donne une indication sur l'introduction de nouvelles espèces (par rapport à l'année précédente), et le paramètre [B] donne une indication sur l'augmentation ou la diminution du nombre total d'espèces non indigènes calculé comme suit :

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

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

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

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

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

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

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

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

En termes de sites « sensibles » aux ENI, le PNUE/PAM (2014) recommande que la surveillance des ENI soit menée pour au moins deux sites « sensibles » comme route potentielle d'introduction, en particulier la navigation commerciale, la navigation de plaisance et l'aquaculture. Ce rapport fournit des recommandations sous la forme de critères qui devraient être appliqués lors de la sélection de l'emplacement des zones sensibles, comme indiqué ci-après :

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

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

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

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

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

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

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

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

2.3 Procédures (« Lequel » et « Comment »)

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

- (a) **Étude d'évaluation rapide** Selon Lehtiniemi et al. (2015), une évaluation rapide est une évaluation synoptique, qui est souvent entreprise en urgence, au cours de la durée la plus courte possible afin d'obtenir des résultats applicables pour l'objectif défini. Les protocoles pour l'évaluation rapide de la biodiversité marine et côtière sont disponibles (p. ex. UNEP/CBD/SBSTTA/8/INF/13 – Pedersen et al., 2005) Le suivi de l'évaluation rapide pour les espèces ciblées permet de notifier directement la direction lorsqu'une espèce notable est aperçue et le travail de terrain peut alors être entrepris par un petit groupe d'experts. Cette méthode est économique et adaptée lorsque l'on souhaite obtenir une réponse rapide de la direction mais inappropriée pour la détection d'espèces récemment introduites ;
- (b) **L'examen de la littérature**, plus particulièrement celle publiée récemment (de préférence après 2010), les recensements et inventaires nationaux des espèces non-indigènes enregistrées. Pour

les États membres de l'Union européenne, les rapports MSFD IA (l'évaluation initiale) pour le Descripteur 2 pourraient contenir des informations utiles et pertinentes ainsi qu'un certain nombre de bases de données et de listes internationales et régionales (à l'échelle européenne ou du bassin méditerranéen). Cela comprend notamment le Réseau européen d'informations sur les espèces exotiques (EASIN) qui a été développé par le Centre Commun de Recherche de la Commission européenne et permet d'accéder à des informations sur les espèces non indigènes en Europe (et dans toute la Méditerranée), à partir de ressources distribuées via un réseau de services web interopérables, conformément aux normes et protocoles internationalement reconnus. Parmi les autres bases de données pertinentes disponibles dans le monde figurent le Répertoire des espèces envahissantes de CABI, le GISD (le groupe de spécialistes des espèces envahissantes de l'UICN et la base de données mondiale des espèces envahissantes de l'UICN) et FISHBASE. On trouve également des bases de données d'intérêt régional comme notamment DAISIE (une base de données européenne sur les invasions biologiques), l'Atlas des espèces exotiques de la CIESM lié à la base des Espèces non-indigènes, la base de données MAMIAS du Centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées (CAR / ASP) de la Convention de Barcelone du PNUE / PAM et l'ESENIAS, c'est-à-dire le réseau de l'Europe de l'est et du sud pour les espèces exotiques envahissantes. Le portail des données régionales pour les espèces exotiques envahissantes en Europe de l'est et du sud.

- (c) **Sciences citoyennes.** Avec la mise en œuvre de contrôles qualité rigoureux, les campagnes de sciences citoyennes au niveau national et régional sont idéales pour effectuer un suivi des espèces non-indigènes. Les membres des communautés locales, en raison de leur importante répartition géographique et de leur connaissance de leur environnement naturel, peuvent en fait apporter une aide précieuse pour repérer les espèces envahissantes à la fois dans le milieu terrestre et le milieu aquatique (Delaney et al., 2008). Une énergie renouvelée pour identifier les éléments du milieu naturel par le biais d'études « BioBlitz » organisées à travers le monde renforce l'interaction entre la communauté scientifique et les bénévoles / citoyens, également grâce à la disponibilité sur le marché de matériel de photographie et de vidéo sous-marine à des prix abordables. « Spot the Alien Fish » est un exemple de campagne scientifique citoyenne nationale (www.aliensmalta.eu), elle cible les espèces de poissons non-indigènes dans les îles maltaises, alors que d'autres campagnes scientifiques citoyennes sont en cours.

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

- (i) Une Enquête d'évaluation rapide, telle qu'optimisée pour le suivi des espèces non-indigènes dans les zones sensibles dans Minchin (2007) et dans le PNUE / PAM (2014). Ces enquêtes sont menées par une équipe d'experts des espèces marines qui passent une période déterminée (idéalement, cette procédure est normalisée pour en garantir l'uniformité, et 30 minutes étant une durée considérée comme réalisable pour chaque enquête) sur le site de l'enquête (de préférence en effectuant de la plongée sous-marine, mais peut-être également du snorkeling dans des zones très peu profondes) et en identifiant les espèces en observant des supports artificiels tels que des jetées et des quais, des pontons, des bouées et d'autres structures artificielles telles que des cages d'aquaculture. Un responsable du site enregistre les scientifiques, les conclusions ainsi que l'abondance des espèces sur chaque site. Des échantillons de spécimens peuvent également être transportés au laboratoire, où l'identification de l'espèce est confirmée, à l'aide d'analyses ex situ comprenant une dissection, un examen microscopique et des concertations avec des taxonomistes réputés ayant un profil pan-méditerranéen. Ceci est particulièrement applicable à des groupes dont la classification peut s'avérer difficile comme notamment les éponges, les hydroïdes, les serpulidés, les bryozoaires et les ascidies. Afin de contribuer davantage aux efforts d'identification taxonomique parmi les taxons ciblés, des échantillons d'espèces enregistrées devraient être conservés dans de l'éthanol absolu et non dénaturé en vue d'analyses moléculaires ultérieures. L'équipement de base nécessaire pour effectuer cette enquête de suivi comprend du matériel de photographie et de vidéo sous-marine,

accompagné de préférence par des dispositifs d'éclairage artificiel puissant (p. ex. à l'aide de stroboscopes ou de flashes de base) ainsi que du matériel d'enregistrement de données sous-marines, pouvant inclure une ardoise et un crayon sous-marins, ou un cahier laminé, pour chaque plongeur.

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

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

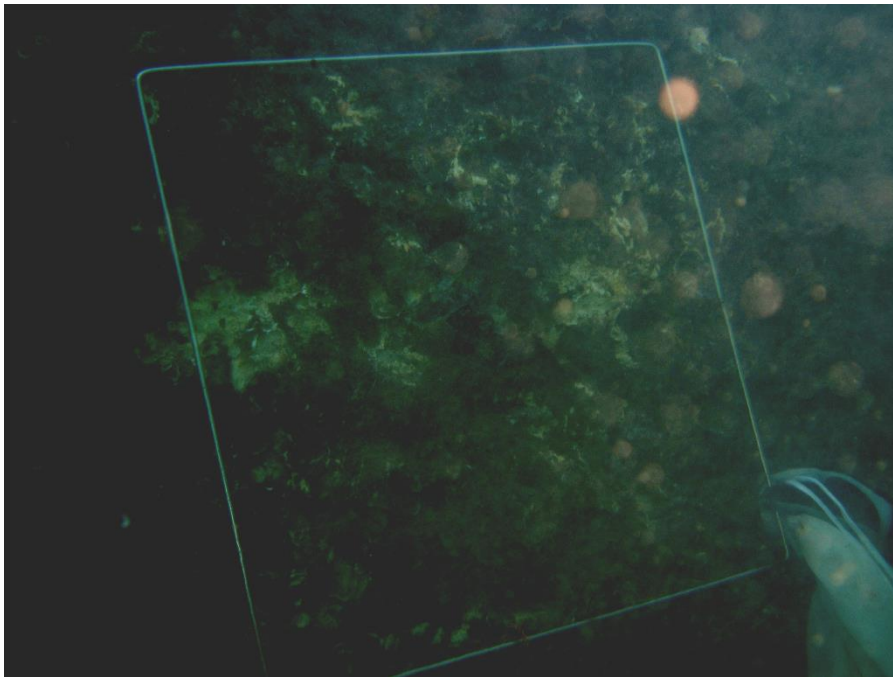


Figure 1 - Un quadrat de 50 cm x 50 cm déployé au cours d'une procédure de raclage au sein d'espèces polluantes (Références photographiques : A. Deidun).

Dans les AMP, le protocole de suivi des espèces non-indigènes a été développé par l'UICN et est expliqué dans Otero (2013). Les transects linéaires ayant une longueur individuelle de 100 m, perpendiculaires au rivage et représentatifs des habitats, des gammes de profondeurs et des substrats au sein des AMP sont identifiés. Trois transects reproduits et comparables sont déployés dans chaque station d'échantillonnage des AMOP, et une distance minimale de 10 m est observée entre chaque

transect. Dans l'idéal, le transect linéaire est marqué sur le terrain à l'aide d'un mètre ruban d'une longueur adéquate et celui-ci est fixé aux fonds marins aux deux extrémités à l'aide de poids.

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

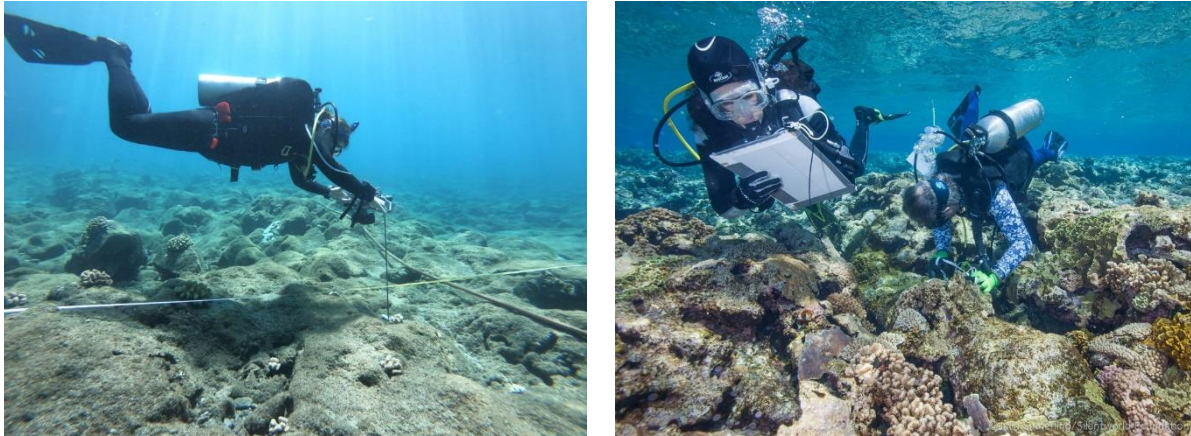


Figure 2 - Conduction sur le terrain du protocole de suivi proposé dans les AMP (Références photographiques : <http://blog.owuscholarship.org/>).

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

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

- (a) Les estimations semi-quantitatives de l'abondance des deux composantes de la communauté (c.-à-d. Autochtones et non autochtones), par le déploiement de diverses techniques pour les différents groupes taxonomiques. Par exemple,
 - (i) pour les poissons, le comptage direct pendant une période déterminée (p. ex. 10-15 minutes sur chaque site) au cours d'un recensement visuel pourrait être déployé ;
 - (ii) pour les macroalgues benthiques, le comptage direct des grappes de la même espèce, suivi d'une estimation de l'indice de couverture de Braun-Blanquet pour un nombre standard de grappes (p. ex. 3) de la même espèce de macroalgues pourraient être effectués. Une approche similaire serait utile pour quantifier les invertébrés incrustants et de forme sessiles présents dans la zone. Autrement, l'indice CARLIT, adopté dans la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) et la MSFD, pourrait être quantifié ;
 - (iii) les corps sessiles et les invertébrés non-incrustés qui se déplacent lentement (p. ex. les gastéropodes) peuvent être comptés directement sur une période de temps prédéterminée (p. ex. 10-15 minutes) ou dans une zone spatiale prédéterminée (p. ex. une zone benthique de 5 m x 5 m).
- (b) Les valeurs pour les paramètres biogéochimiques importants de l'eau, y compris la température de la colonne d'eau, la salinité et la teneur en oxygène dissout, doivent être enregistrées, dans la mesure du possible.

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

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

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

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

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

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

Typologie des aires marines contrôlées	Paramètre de suivi	Méthodologie du suivi recommandée	Équipement recommandé à utiliser lors du suivi	Avantages du protocole de suivi	Limites du protocole de suivi
Zones sensibles abritant des espèces non-indigènes	Nombre/diversité de la communauté des espèces non-indigènes plus large	Étude d'évaluation rapide	<ul style="list-style-type: none"> • Matériel de photographie et de vidéo sous-marines • Ardoises et crayons sous-marins 	Rapide et simple à appliquer	Nécessite des experts en taxonomie sur le terrain ; cela pourrait négliger certaines espèces non-indigènes cryptiques si aucune observation n'est mise en place ; fournit uniquement des mesures semi-quantitatives de l'abondance
	Nombre, abondance et densité des communautés polluantes indigènes et non-indigènes	Technique de raclage	<ul style="list-style-type: none"> • Quadrat (p. ex. 50 cm x 50 cm) • Burin et marteau • Sac de mailles fines • Seaux de cinq litres • Agent conservateur (p. ex. de l'éthanol non dénaturé) 	Enregistre de manière exhaustive toutes les espèces (indigènes et non-indigènes) présentes dans une zone ; fournit l'abondance et la densité (données quantitatives)	Technique destructive
AMP	Nombre et abondance des espèces non-indigènes	Transect linéaire et technique de recensement visuel	<ul style="list-style-type: none"> • Matériel de photographie et de vidéo sous-marines 	Rapide et facile à appliquer ; permet d'analyser les	Nécessite des experts en taxonomie sur le terrain ; cela pourrait

			<ul style="list-style-type: none"> • Mètre ruban • Poids supplémentaires pour maintenir les deux extrémités du mètre ruban <p>Ardoises et crayons sous-marins</p>	tendances de l'abondance des espèces non-indigènes si elles sont effectuées régulièrement dans la même zone	négliger certaines espèces non-indigènes cryptiques si aucune observation n'est mise en place ; fournit uniquement des mesures semi-quantitatives de l'abondance
--	--	--	---	---	--

2.4 Analyse et interprétation des données

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

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

3. Politiques de gestion des données

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

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

4. Références

- Bariche, M., 2012. Recent evidence on the presence of *Heniochus intermedius* (Teleostei: Chaetodontidae) and *Platycephalus indicus* (Teleostei: Platycephalidae) in the Mediterranean Sea. *BioInvasions Records*, 1(1), pp.53-57.
- Delaney, D., Sperling, C.D, Adams, C.S, Leung, B., 2008. Marine invasive species: Validation of citizen science and implications for national monitoring networks. *Biological Invasions* 10: 117–128.
- Galil, B., 2008. PORTAL Baseline Survey. PORT surveys of ALien organisms introduced by ships. WWW page <http://www.ciesm.org/marine/programs/portal.htm>, last accessed on, 6(06), p.2014.
- Hewitt Ch.L. and R.B. Martin, 1996. Port surveys for introduced marine species – background considerations and sampling protocols. CRIMP Technical Report No 4. CSIRO Division of Fisheries, Hobart. 40 pp.
- Hewitt Ch.L. and R.B. Martin, 2001. Revised protocols for baseline port surveys for introduced marine species: survey design, sampling protocols and specimen handling. CRIMP Technical Report No 22. CSIRO Division of Fisheries, Hobart. 46 pp.
- Lehtiniemi, M., Ojaveer, H., David, M., Galil, B., Gollasch, S., McKenzie, C., Minchin, D., Occhipinti-Ambrogi, A., Olenin, S. and Pederson, J., 2015. Dose of truth—monitoring marine non-indigenous species to serve legislative requirements. *Marine Policy*, 54, pp.26-35.
- Minchin, D., 2007. Rapid coastal survey for targeted alien species associated with floating pontoons in Ireland. *Aquatic Invasions* 2(1): 63-70.
- Olenin, S., Alemany, F., Cardoso, A.C., Gollasch, S., Gouilletquer, P., Lehtiniemi, M., McCollin, T., Minchin, D., Miossec, L., Ambrogi, A.O. and Ojaveer, H., 2010. Marine Strategy Framework Directive—Task Group 2 Report—Non-indigenous Species, vol. 10.
- Otero M., Cebrian E., Francour P., Galil B., Savini D. (2013). Monitoring Marine Invasive Species in Mediterranean Marine Protected Areas (MPAs): A strategy and practical guide for managers. Malaga, Spain: IUCN. 136 pp
- Pedersen, J, Bullock, R, Carlton, JT, Dijkstra, J, Dobroski, N, Dyrinda, P, Fisher, R, Harris, L, Hobbs, N, Lambert, G, Lazo-Wasem, E, Mathieson, A, Miglietta, M-P, Smith, J, Smith III, J, Tyrrell, M. Marine Invaders in the Northeast: Rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities, August 2003. MIT Sea Grant College Program No. 05-3; 2005. 46 pp.).
- UNEP/MAP 2014. Draft Monitoring and Assessment Methodological Guidance, 4th meeting of the EcAp Coordination Group UNEP(DEPI)/MED WG.401/3UNEP/MAP (2017). Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. Athens: 52pp.