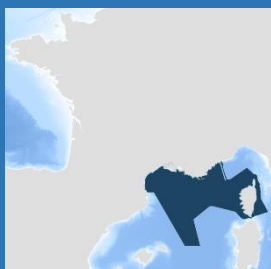




# Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large – Région marine Méditerranée



© A.Chabrolle



Descripteur D1 – Biodiversité - Oiseaux

Critère D1C2 – Abondance des populations (*Primaire, Etat*)

Attributs correspondants : Oiseaux marins de surface ; Oiseaux marins plongeurs pélagiques

Evaluation DCSMM BEE : cycle 3

Période d'évaluation : 2014-2019

Zones d'évaluation : France (FR) ; Région marine Méditerranée

1 Sous-Région Marine (SRM) : Méditerranée Occidentale

Thème INSPIRE : Répartition des espèces

Pays contributeurs : France, FR

Citation : Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large – Région marine Méditerranée



## Messages clés de l'évaluation

Les suivis des oiseaux marins non nicheurs au large visent à dénombrer les effectifs d'oiseaux marins hivernants en mer, et à comparer les séries temporelles afin d'évaluer les tendances démographiques. Pour la Méditerranée, seules les données issues des deux campagnes hivernales de Suivi Aérien de la Mégafaune Marine (SAMM) sont considérées pour l'évaluation, et permettent une comparaison des effectifs d'oiseaux marins pélagiques entre 2012 (période de référence) et 2019 (période actuelle).

En Région Méditerranée, l'indicateur Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large renseignant le critère D1C2 est renseigné pour l'Unité Marine de Rapportage (UMR) suivante : Méditerranée Occidentale (SRM – MO).

Cet indicateur correspond à l'indicateur utilisé dans le cadre de la Convention des Mers Régionales (CMR) BARCELONE C.I.4 « Abondance de la population d'espèces sélectionnées ».

L'évaluation de l'indicateur « Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large », sur la période 2014-2019 montre que :

- ✓ Pour la **SRM Méditerranée Occidentale (MO)**, sur les 11 espèces considérées (8 espèces de 'surface' et 3 espèces de 'plongeurs pélagiques'), le critère D1C2 est **en 'bon état' pour 6 espèces** (*Fou de Bassan, Puffin de Scopoli, Océanite tempête, Goéland leucophée, Mouette mélanocéphale, Mouette pygmée*) et **en 'mauvais état' pour 3 espèces** (*Puffin de Yelkouan, Puffin des Baléares et Sterne caugek*). L'état du critère D1C2 est **inconnu pour 2 espèces** (*Macareux moine, Pingouin torda*) présentant des données insuffisantes/non conclusives pour fournir une évaluation.
- ✓ A l'échelle du groupe fonctionnel, le critère D1C2 est en bon état pour 100 % des espèces du groupe 'plongeurs pélagiques' et pour 63% des espèces du groupe 'oiseaux de surface'.

## 1 Contexte / Introduction

### Description générale de la fiche indicateur BEE grand public :

Le **descripteur Biodiversité** constitue le premier (**D1**) des 11 descripteurs définis pour évaluer le Bon Etat Ecologique (BEE) des eaux marines, i.e. leurs **capacités à conserver la diversité écologique, le fonctionnement et le dynamisme des océans et des mers**. Ce descripteur **D1 – Biodiversité** est subdivisé en plusieurs composantes dont celle consacrée aux **oiseaux marins (D1 – Biodiversité – Oiseaux)**. Le BEE des oiseaux marins est atteint lorsque la diversité biologique de cette composante écosystémique est conservée et que la qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptés aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes.

Cinq critères existent pour évaluer ce BEE « Oiseaux marins » : le **taux de mortalité par captures accidentelles (D1C1)**, l'**abondance des populations (D1C2)**, les **caractéristiques démographiques (D1C3)**, la **distribution spatiale des populations (D1C4)** et l'**habitat (D1C5)**. Ces différents critères sont répartis en critères **primaires (D1C1, D1C2, D1C6)** et **secondaires (D1C3, D1C4, D1C5)**.

Cette fiche indicateur est consacrée au critère **D1C2 – Abondance des populations**, qui s'assure que l'abondance des populations des espèces concernées ne soit pas affectée de façon néfaste par les pressions anthropiques, afin de garantir la viabilité à long terme des populations.

Les indicateurs qui renseignent ce critère D1C2 sont au nombre de 3 pour les groupes d'espèces Oiseaux marins de surface ; Oiseaux plongeurs pélagiques : **Abondance des oiseaux marins nicheurs** ; **Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large** et **Taux de croissance des limicoles côtiers hivernants**. Dans cette fiche nous présentons les résultats de l'évaluation BEE selon l'indicateur **Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large**.

### Justification et pertinence de chaque indicateur :

L'évaluation de l'abondance des oiseaux marins (critère D1C2 – Abondance des populations) est un bon indicateur des changements à long terme de la structure des communautés. En effet, la variation de l'abondance chez ces espèces longévives est supposée être lente dans des conditions naturelles. En revanche, des changements rapides de la taille des populations d'oiseaux marins permet de souligner un possible impact anthropique, tel que la pression de pêche (compétition alimentaire, captures accidentelles), la dégradation des habitats ou encore la prédation par des espèces non indigènes. Le renseignement de ce critère D1C2 via 3 indicateurs distincts vise à fournir une évaluation la plus complète possible de l'abondance des populations, en tenant compte d'une distinction entre populations nicheuses et hivernantes. En effet, pour une espèce donnée, au-delà du fait que les individus présents en période de reproduction ne soient généralement pas les mêmes que ceux présents en hiver (population différente), les oiseaux se répartissent selon un gradient côte – large variable en fonction de la saison et de leur écologie. En période hivernale, certaines espèces exploitent essentiellement les zones côtières (ex : limicoles, grèbes, plongeurs), alors que d'autres se répartissent sur des zones marines au large (ex : alcidés, puffins). L'évaluation de l'abondance des oiseaux marins chez les individus nicheurs d'une part (période nuptiale), et non-nicheurs d'autre part (période inter-nuptiale), avec une distinction côte/large selon l'espèce, paraît donc la plus pertinente.

## 2 Méthode

### 2.1 Echelles spatiales (zones de rapportage ; zones d'évaluation)

#### UMR :

Les Unités Marines de Rapportages (UMR) définissent l'échelle géographique d'intégration des critères et sont donc importantes pour l'évaluation du descripteur.

Pour les oiseaux observés en mer, l'unité marine de rapportage (UMR) correspond à la sous-région marine (SRM). En méditerranée, l'UMR correspond à la partie française de la seule sous-région marine existante :

- la partie française de la sous-région marine **Méditerranée Occidentale** (MWE-FR-MS-MO).

#### Echelle géographique d'évaluation :

Le caractère mobile des oiseaux marins, leurs faibles abondances pour certaines espèces, ainsi que la résolution spatiale et temporelle des dispositifs de suivis imposent des unités géographiques d'évaluation (UGE) de très grande taille pour qu'elles soient écologiquement cohérentes et quantitativement évaluables pour ces espèces. Par ailleurs, l'UGE dépend également de l'indicateur considéré. L'indicateur d'« abondance des oiseaux marins non nicheur au large » est évalué au sein des UMR précédemment listées.

#### Autre unité géographique :

La méthode de traitement des données suivie pour l'évaluation de cet indicateur d'abondance des oiseaux marins en mer conduit à une unité géographique élémentaire de ~4km x 4km pour les données d'observations aériennes en méditerranée. A noter que cette unité géographique élémentaire diffère de celle présentée pour l'évaluation en Région Manche-Atlantique à partir des observations aériennes, du fait d'un changement de méthode de traitement des données par PELAGIS entre les deux campagnes Méditerranée et Manche-Atlantique.

Par ailleurs, les résultats des suivis nationaux permettent d'alimenter les évaluations régionales menées par BARCELONE, pour la partie « Western Mediterranean ».

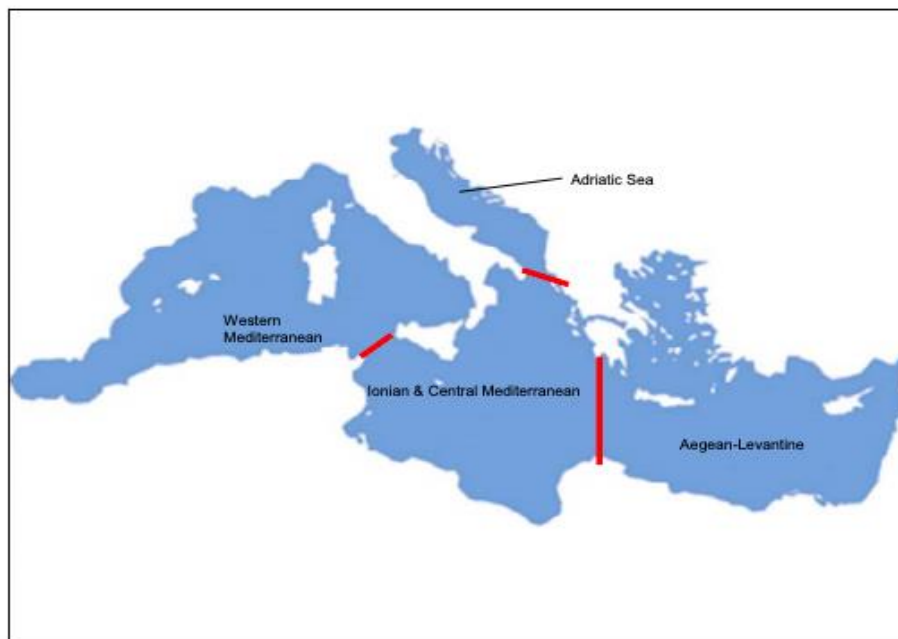


Figure 1 : Zones d'évaluation en Méditerranée. Carte extraite du PNUE/PAM (2012).

#### Description de la zone d'évaluation :

Le suivi des oiseaux marins pour renseigner l'indicateur « abondance des oiseaux marins non nicheurs au large » est mené sur l'ensemble des eaux françaises, avec une couverture complète de la Zone Economique Exclusive (ZEE) métropolitaine étendue aux eaux anglaises et anglo-normandes de la Manche, à une partie

des eaux espagnoles dans le sud du golfe de Gascogne et à une partie des eaux italiennes permettant d’englober l’ensemble du sanctuaire Pelagos (Serre, 2019). L’évaluation de l’indicateur se fait à l’échelle des sous-régions marines (SRM), et dans cette « fiche indicateur » dédiée à la région Méditerranée, seuls les résultats pour la SRM Méditerranée Occidentale sont présentés.

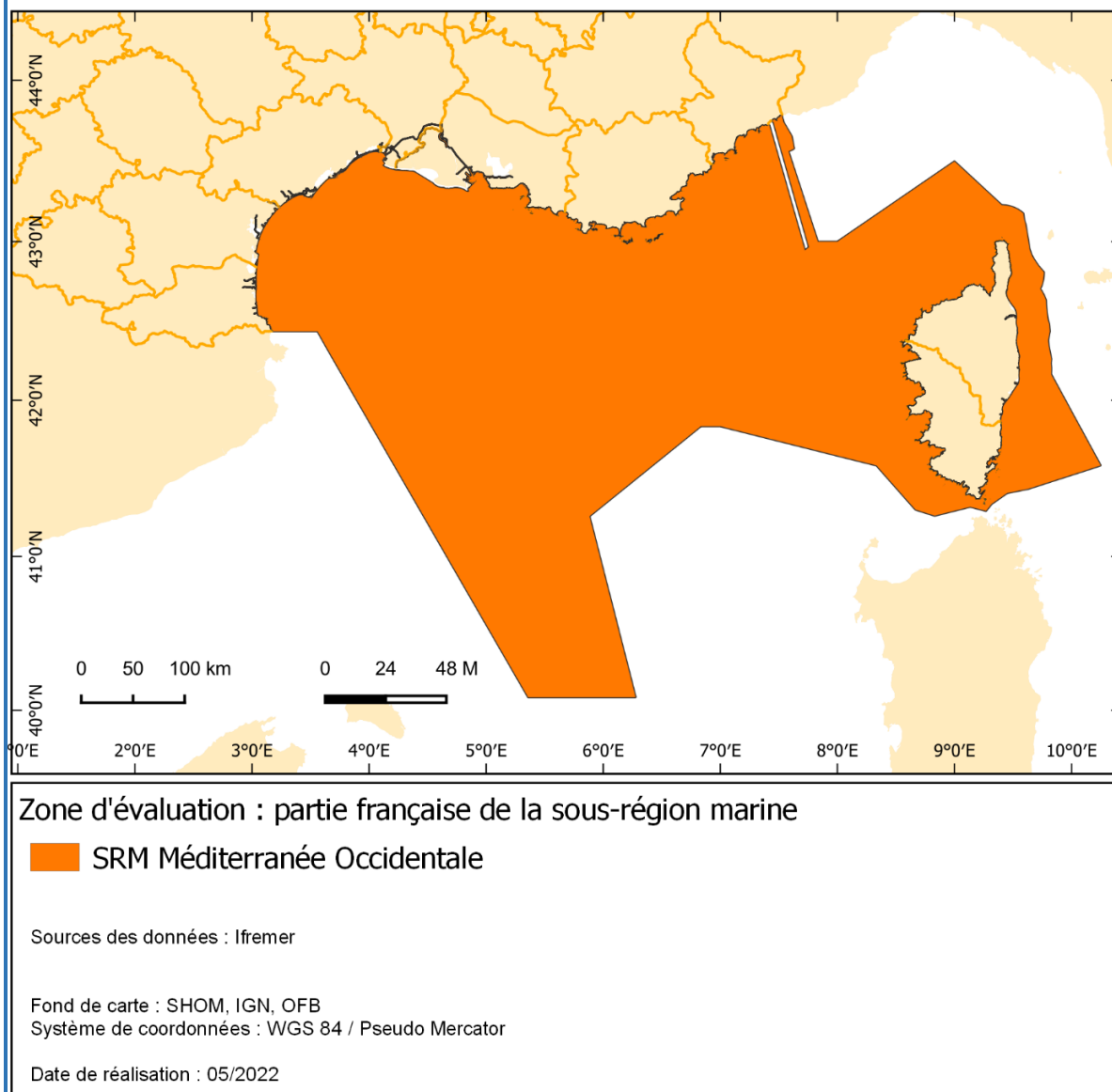


Figure 2 : Carte de France métropolitaine illustrant les délimitations de l’UMR considérée pour l’évaluation de l’indicateur sur la façade Méditerranée Occidentale.

## 2.2 Méthode de surveillance

### Méthode de suivi/surveillance :

Les moyens mis en œuvre pour la surveillance de l’indicateur **Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large** se composent de campagnes de suivi aérien et de campagnes de suivi par bateau.

- **Dispositif de suivi aérien :**

Les campagnes d’observations aériennes font référence aux dispositifs de type A du PdS, et correspondent aux Suivis Aériens de la Mégafaune Marine (SAMM) dans les eaux marines métropolitaines, réalisés par l’Observatoire PELAGIS en hiver et en été afin de tenir compte des variabilités saisonnières. Le plan d’échantillonnage de ces campagnes SAMM comprend notamment la quasi-totalité de la ZEE française méditerranéenne, les eaux limitrophes espagnoles au nord des Baléares, ainsi que les eaux monégasques et italiennes du Sanctuaire Pelagos (Laran *et al.* 2021, Figure 3). Pour le premier cycle de survol SAMM, un effort plus important avait été donné dans des habitats où les cétacés étaient moins présents (strate néritique) afin de s’assurer de la bonne modélisation de leur habitat. Pour le second cycle de survol, un premier plan d’échantillonnage avait été défini pour l’été 2018 (ACCOBAMS 2021) sur lequel s’est également basé la campagne d’hiver (2019), avec un effort d’échantillonnage légèrement renforcé en vue de collecter suffisamment de données pour les espèces plus rares (et ainsi augmenter la robustesse des estimations) (Laran *et al.* 2021, Figure 3). Les transects linéaires sont réalisés à bord d’un avion bimoteur à ailes hautes et équipé de hublots bulle, qui embarquent deux observateurs et un scribe qui reportent le nombre d’individus de chacune des espèces d’oiseaux observées (ou ensemble d’espèces/groupe d’espèces) selon un protocole de strip-transect (bande d’observation de 400 m de large, i.e. 200 m de chaque côté de l’avion – Figure 4 & 5 ; Laran *et al.* 2021, Pettex *et al.* 2014). L’avion effectue le survol à vitesse (167 km/h) et altitude (183 m) constantes sur la base du protocole défini par Hammond *et al.* (2013). En plus des observations d’oiseaux, les conditions environnementales (état de mer, turbidité, transparence de l’eau, etc.) sont également relevées par les observateurs et serviront pour le développement de modèle de prédictions d’abondance des espèces.

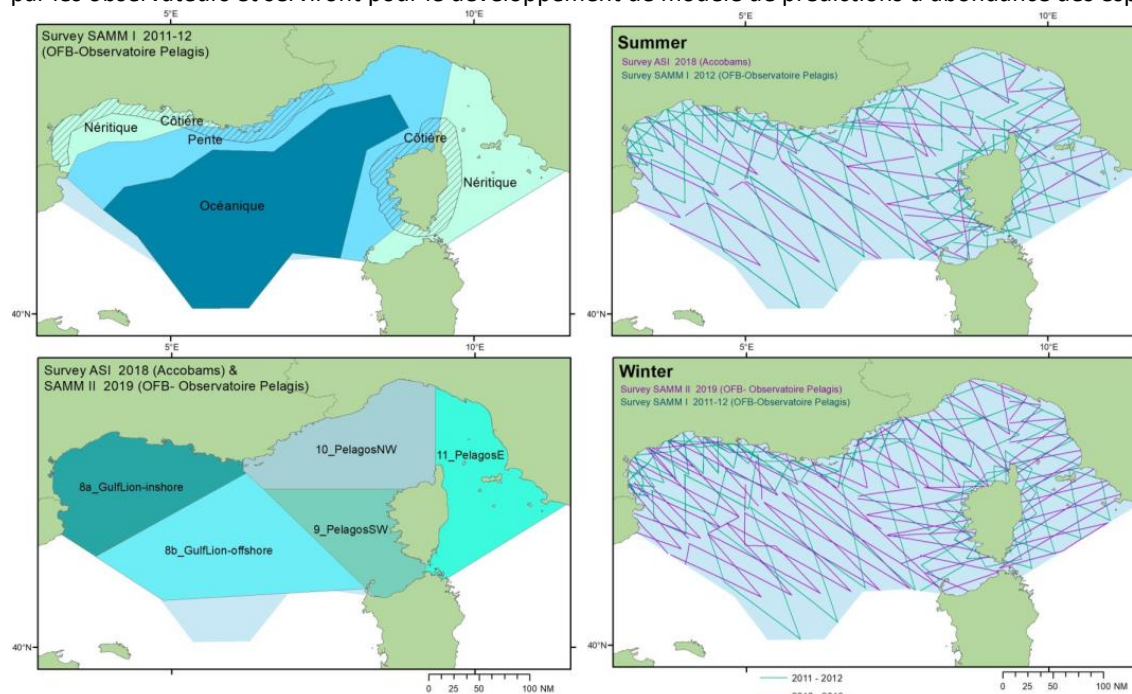


Figure 3 : Stratification de l’échantillonnage de SAMM I (en haut à gauche) et de ASI et SAMM II (en bas à gauche) et effort d’échantillonnage réalisé par saison au cours des deux cycles 2011-12 et 2018-19 en été (en haut à droite) et en hiver (en bas à droite) (source : Laran *et al.* 2021).

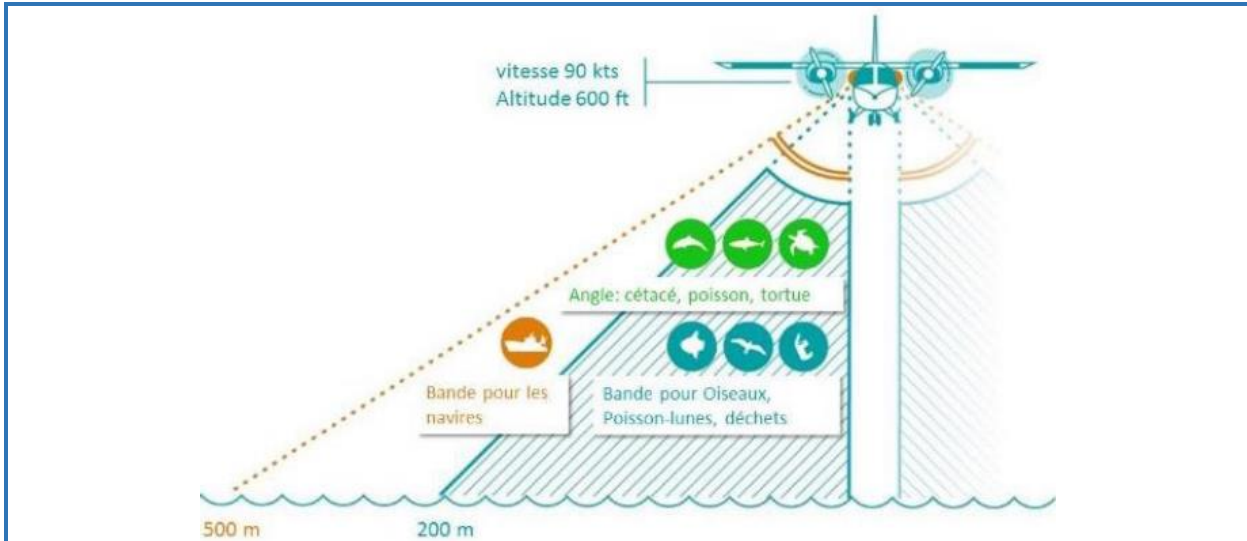


Figure 4 : Illustration du dispositif de suivi aérien SAMM (Source : Laran et al. 2021).



Figure 5 : (a) Avion à ailes hautes ; (b) hublot-bulle (source : Pettex et al. 2014).

- **Dispositif de suivi par bateau :**

Les campagnes d’observations par bateau font référence aux dispositifs de type B du PdS, et correspondent au protocole d’observation MEGASCOPE mené pour la collecte de données en mer en vue de connaître la distribution des espèces et estimer les densités des espèces/groupes d’espèces les plus rencontrées, notamment les oiseaux marins (Figure 6). Deux observateurs sont positionnés sur le pont supérieur du navire et scannent à l’œil nu la surface de l’eau, chacun de part et d’autre de la route de sorte à couvrir les 180° avant du navire (Figure 7). Pour chacune des observations, la distance et l’angle sont mesurés afin de construire les modèles de détection selon la méthode de « distance sampling » (Buckland et al. 2015). Par ailleurs, l’effort d’observation est relevé et comprend le positionnement des observateurs et leur temps dédié à l’observation, ainsi que les conditions d’observations (visibilité, état de mer, éblouissement).

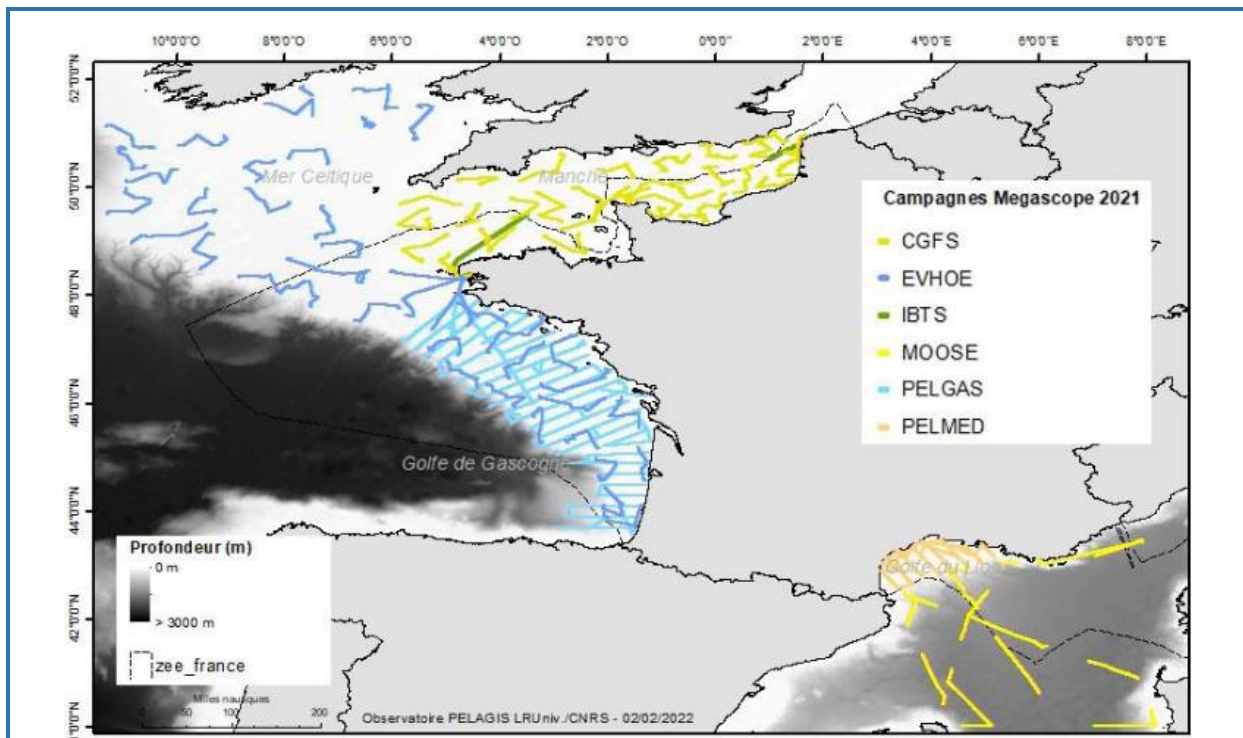


Figure 6 : Exemple des trajets des campagnes MEGASCOPE pour l'année 2021 (source : Dorémus 2022).

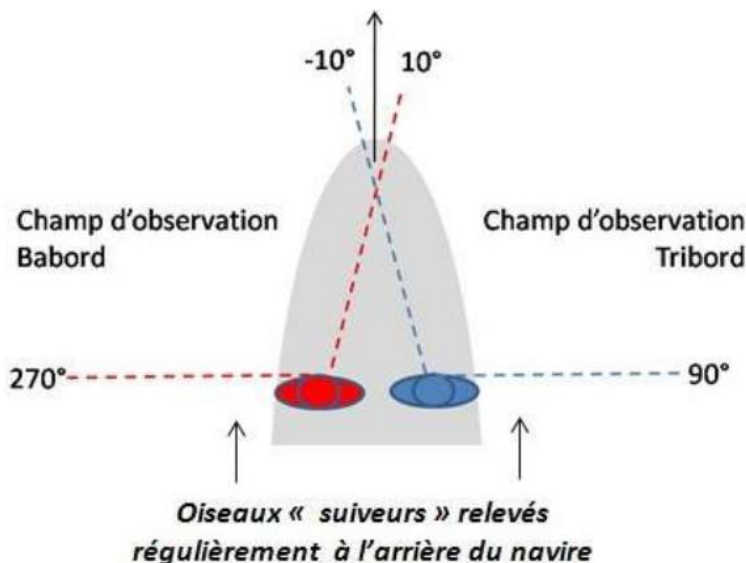
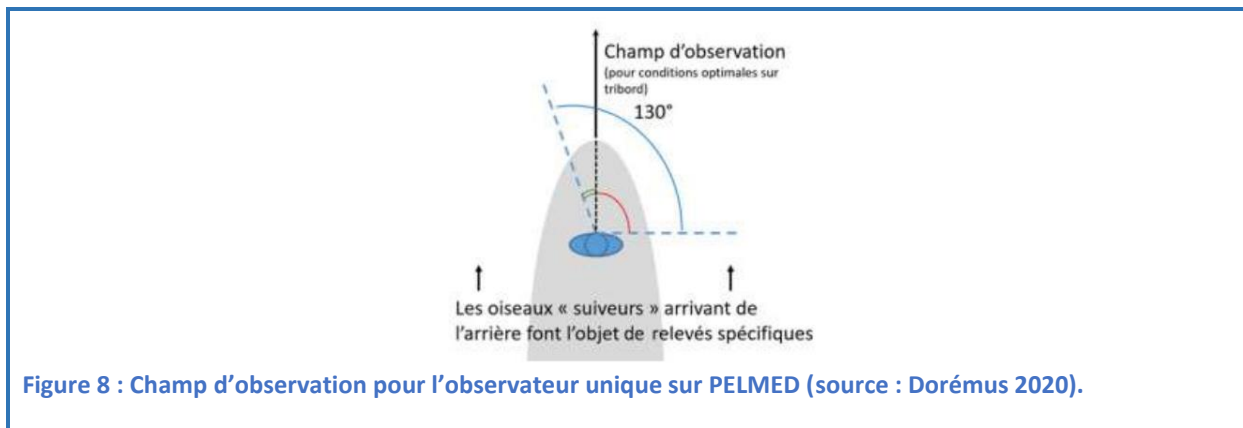


Figure 7 : Méthode d'observation appliquée et positionnement des observateurs au pont supérieur (Source : Dorémus 2020).

Le protocole MEGASCOPE en Méditerranée est mis en place via la campagne PELMED, qui s'effectue sur un navire plus petit que les campagnes réalisées en Atlantique-Manche-Mer du Nord et avec un seul observateur à bord, et pour laquelle une adaptation du protocole a donc été nécessaire. Le seul observateur est positionné sur le pont avant du navire, avec un champ de vision de 130° incluant les 90° du côté où les conditions (éblouissement, vents...) sont les plus favorables (Figure 8). Au vu de la faible hauteur de la plateforme d'observation (4 m), les distances d'observation mesurées ne vont généralement pas au-delà de 300m.



### 2.3 Méthode d'évaluation

#### Description de la méthode d'évaluation :

##### Jeux de données à disposition et exploitables pour l'évaluation BEE

Les campagnes de suivi aérien (SAMM) et de suivi par bateau (MEGASCOPE) de la mégafaune marine fournissent des données d'observations mobilisable pour une estimation d'abondance des oiseaux marins sur l'ensemble de l'unité de rapportage, par le biais de modèles de prédictions. Idéalement, l'ensemble de ces observations (avion + bateau) devraient pouvoir être couplées dans des modèles communs, mais le temps nécessaire au développement d'une telle approche ne nous permet pas de la proposer pour l'évaluation BEE du cycle en cours (cycle 3). De plus, bien qu'au total 2 campagnes SAMM (2011/12 et 2018/2019), chacune réalisée en Hiver et en Eté, et 5 campagnes PELMED (exclusivement menée en été : 2017, 2018, 2019, 2020) aient pu être réalisées, seules les observations en dehors de la période de reproduction (hivernage) nous intéressent pour l'indicateur **Abondance des oiseaux marins pélagiques**.

L'évaluation de cet indicateur sera donc uniquement basée sur les données d'observations issues des **campagnes hivernales du suivi aérien SAMM (hiver 2011/12 et 2018/19 – Figure 9)**.

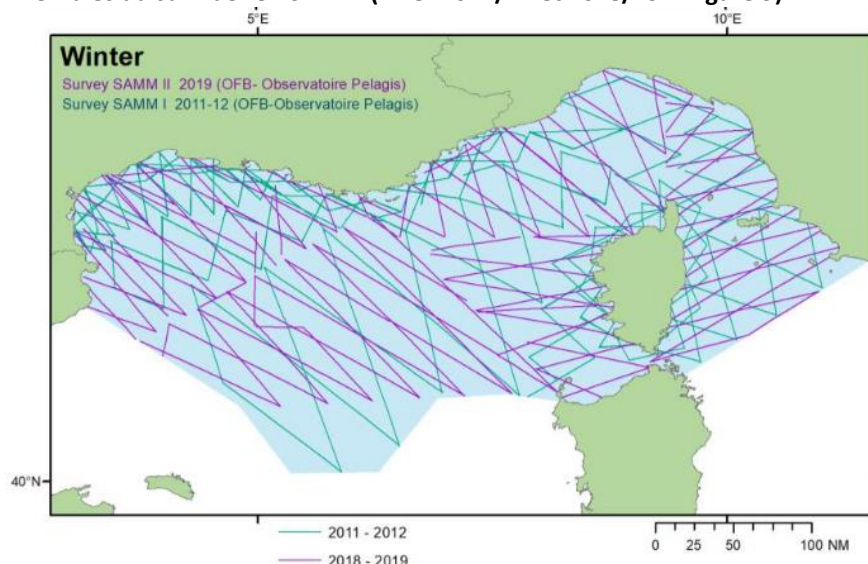


Figure 9 : Effort d'échantillonnage réalisé au cours des deux cycles SAMM I (2011-12) et SAMM II (2018-19) en Hiver (source : Laran *et al.* 2021).

Afin de pouvoir mieux comparer les données issues des différentes campagnes, l'Observatoire PELAGIS a effectué une post-stratification pour des estimations de densité/abondance sur des strates identiques.

**Modélisation d'habitat (Density Surface Modelling) – données Avion**

Les données d'observations d'oiseaux marins issues des suivis SAMM ont, pour une part, pu être renseignées jusqu'à l'espèce, ou à un niveau taxonomique supérieur lorsque l'identification n'était pas certaine ou la distinction spécifique n'était pas possible. Plus exactement, des regroupements d'espèces ont été effectués, sur la base de critères morphologiques, écologiques, ou taxonomiques. Après vérification, puis correction et validation du jeu de données (effort de recherche + observations collectées), l'Observatoire PELAGIS a finalement développé un modèle de densité spatiale visant à mettre en lien les observations d'oiseaux marins avec l'environnement (bathymétrie, distance à la côte, concentration en Chlorophylle, température de surface, etc...) et étendre les prédictions d'abondance aux zones non échantillonnées. Pour cela, des modèles additifs généralisés (GAMs) ont été utilisés, et permettent de prendre en compte des relations non-linéaires entre la distribution des oiseaux et les conditions environnementales (Laran *et al.* 2021). Cette modélisation spatiale est dite de 'Density Surface Modelling' (DSM, Miller *et al.* 2013), et elle nécessite la segmentation des transects d'échantillonnage en 'segments' d'effort d'environ 10km auxquels seront rattachées, via le centroid (centre du segment), les valeurs des variables environnementales d'intérêt (Laran *et al.* 2021).

L'ensemble des analyses a été réalisé via le logiciel R (version 4.0.2 - R Core Team 2020), à partir du groupe de packages 'Pelaverse' développé par l'observatoire PELAGIS, et faisant notamment appel aux packages Distance (Miller 2016) et dsm (Miller *et al.* 2016). Afin de prendre en compte la sur-dispersion propre aux données de comptages en écologie, une distribution négative binomiale a été utilisée pour l'ajustement du DSM aux données (Laran *et al.* 2021). En vue de limiter la complexité des modèles et faciliter leur interprétation, le nombre de covariables environnementales considérées a été limité à 3 (Authier *et al.* 2017). La sélection du modèle pour inférer l'habitat s'est faite sur la base du meilleur compromis entre complexité et ajustement aux données mis en évidence par la plus faible valeur du critère 'loaic' (Laran *et al.* 2021).

Pour l'estimation de l'abondance et la représentation de la distribution dans l'espace, une approche par 'stacking' (Yao *et al.* 2018), consistant en la combinaison des prédictions de plusieurs DSMs (les 5 meilleurs dans notre cas) en les moyennant (bibliothèque *loo* – Vethari *et al.* 2020), a été choisie afin de limiter l'effet sur les résultats du choix d'un modèle particulier.

**Agrégation des données pour le renseignement des espèces :**

Notre évaluation BEE porte donc sur les données d'observation des 2 campagnes de suivi aérien 'SAMM' réalisées en Hiver 2011 et 2019. Une partie des observations a permis d'identifier les oiseaux jusqu'à l'espèce, et dans des quantités satisfaisantes (>10 observations) pour pouvoir produire des estimations d'abondance et produire une évaluation de l'indicateur OSPAR B1 « Marine bird abundance – non breeding birds offshore ». C'est notamment le cas pour le *Fou de Bassan*, la *Mouette mélanocéphale*, la *Mouette pygmée*, la *Mouette rieuse* et la *Sterne caugek*. Au-delà de ces données d'observations renseignées jusqu'à l'espèce, les autres observations ont pu être renseignées au niveau taxonomique supérieur quand l'identification n'était pas certaine ou la distinction spécifique pas possible. C'est le cas par exemple pour les procellariés ou les observations de puffins ont été renseignées sous 'petits puffins indéterminés', regroupant le *Puffin des baléares* et le *Puffin yelkouan*. L'évaluation pour ces deux espèces se fera donc à partir du jeu de données global 'petits puffins indéterminés'. Pour le groupe 'grands puffins indéterminés', regroupant le *Puffin boréal* ainsi que le *Puffin de Scopoli*, nous considérerons, au vu des connaissances de répartition de ces deux espèces, que la quasi-totalité de ces observations sont des *Puffins de Scopoli* et nous produirons donc l'évaluation pour cette espèce. De la même manière, le groupe 'sternes indéterminées' regroupent la *Sterne caugek*, la *Sterne pierregarin* et la *Sterne naine*, mais la présence occasionnelle à rare de ces 2 dernières nous pousse à ne rattacher que la *Sterne caugek* à l'évaluation que nous produirons à partir des données collectées. Les hydrobatidés sont également regroupés sans distinction d'espèces dans les données d'observations, mais l'*Océanite tempête* étant quasiment la seule présente dans la zone, nous n'évaluerons que cette espèce d'océanite pour la SRM Méditerranée Occidentale.

Concepts et méthodes pour l'établissement de valeurs seuils :

D'après une étude pilote sur l'indicateur **OSPAR B1 « Marine bird abundance – non breeding birds offshore »**, menée sur sept espèces hivernant sur la Mer du Nord en Belgique, Pays-Bas et Allemagne, une méthode pour l'établissement de valeurs seuils a pu être proposée. Dans cette étude pilote, l'évaluation de l'indicateur se fait sur la base d'une comparaison entre les données d'abondance de la période en cours (6 dernières années) et les effectifs de référence, par le biais d'une abondance relative telle que :

$$\text{abondance relative} = \text{abondance annuelle} / \text{abondance de référence.}$$

Dans notre cas, du fait de campagnes de suivi aérien encore peu nombreuses (aujourd'hui au nombre de 2), nos valeurs de référence pour les estimations d'abondance des oiseaux marins seront basées sur la première campagne SAMM (Hiver 2011/12), et l'évaluation de la période en cours se fera à partir des estimations issues de la seconde campagne SAMM (Hiver 2018/19).

Toujours d'après l'étude pilote du JWGBIRD, deux valeurs seuils différentes sont considérées pour cet indicateur d'abondance relative, et dépendent de l'espèce considérée :

- 0.8 (i.e. 80% de la valeur de référence) pour les espèces qui pondent un seul œuf par an,
- 0.7 (i.e. 70% de la valeur de référence) pour les espèces pondant plus d'un œuf par an.

Ce qui justifie ce choix de 2 valeurs seuil distinctes vient du fait que les espèces pondant un seul œuf sont censées se remettre plus lentement d'un déclin de population que les espèces qui peuvent potentiellement produire plus d'un jeune par an.

Ainsi, si l'abondance relative calculée pour une espèce se trouve en dessous de la valeur seuil appropriée pour cette espèce, le paramètre renseignant l'indicateur est « non atteint » et le critère D1C2 est considéré en un 'mauvais' état pour l'espèce considérée, soulignant la nécessité de davantage de recherche et de mesures de gestion pour le maintien des populations de l'espèce. Si l'abondance relative obtenue se trouve au-dessus de la valeur seuil, le paramètre renseignant l'indicateur est « atteint » et le critère D1C2 est considéré en 'bon' état pour l'espèce considérée

Règle d'intégration paramètres/critère :

- Règle d'intégration choisie :

Non pertinent

Règle d'intégration critères/élément :

- Règle d'intégration choisie :

Non pertinent pour la fiche

**Tableau 1 : Outils d'évaluation utilisés pour renseigner l'indicateur « Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large » dans le cadre de l'évaluation cycle 3 pour la Région Marine Méditerranée**

|                 |  |
|-----------------|--|
| Indicateur      | Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large |
| Critère associé | D1C2 - Abondance des populations                   |

|  |  |
|--|--|
| Source de l'évaluation de l'indicateur | Nationale  |
| Eléments considérés                    | Espèces représentatives de chacun des groupes d'espèces Oiseaux marins de surface et Oiseaux plongeurs pélagiques  |
| Unité marine de rapportage             | SRM MO<br>Partie française de la Sous-Région Marine Méditerranée Occidentale (SRM MO)<br>MWE-FR-MS-MO  |
| Echelle géographique d'évaluation      | SRM Méditerranée Occidentale (SRM MO)  |
| Métrique                               | Pour chaque espèce ou ensemble d'espèces : estimation de l'évolution de la proportion d'aire occupée entre la période de référence et la période d'évaluation à partir des données de suivi par : <ul style="list-style-type: none"> <li>• Avion</li> </ul> Ref : hiver 2011/2012<br>Eval : hiver 2018-2019                  |
| Paramètre                              | Abondance – Non nicheurs   |
| Unité de mesure                        | Indice d'abondance relative  |
| Sources des seuils                     | Conventions OSPAR  |
| Seuils fixés pour le paramètre         | SRM MO <ul style="list-style-type: none"> <li>• Paramètre atteint lorsque l'abondance relative est supérieure ou égale à 0.8 (i.e. 80% de la valeur de référence) pour les espèces pondant un seul œuf par an,</li> <li>• 0.7 (i.e. 70% de la valeur de référence) pour les espèces pondant plus d'un œuf par an.</li> </ul> |
| Jeux de données sources                | Campagnes aériennes de suivi de la mégafaune marine  |
| Dispositif de suivi associés           | Dispositif de Suivi Aérien de la Mégafaune Marine (SAMM)   |
| Années considérées                     | 2018-2019  |

## 2.4 Incertitude sur les résultats

### Confiance dans les données :

Concernant les données issues des campagnes SAMM, l'identification des oiseaux depuis l'avion (altitude de vol de 183 m) est compliquée, et la fiabilité de l'identification dépend de facteurs multiples liés aux conditions d'observations (météo, état de la mer) ou encore à l'observateur. L'identification des individus jusqu'à l'espèce est donc souvent difficile, ce qui nécessite de faire des regroupements d'espèces sur la base de critères morphologiques. C'est par exemple le cas chez les alcidés (*Guillemot de Troïl*, *Pingouin torda*,

*Macareux moine*), groupe pour lequel il est impossible d'envisager une approche spécifique (espèces trop petites pour être en capacité de les différencier depuis l'avion), mais l'approche à l'échelle du regroupement d'espèces (« Alcédés ») reste cohérente. Par ailleurs, aucun traitement de données n'a été retenu lorsque le nombre d'observation par espèce était trop limité pour permettre des extrapolations fiables. Seuls les résultats jugés cohérents sont présentés dans ce document. De plus, la méthodologie utilisée pour ce rapportage repose sur l'utilisation d'un modèle de densité spatiale (DSM) qui permet de prendre en compte des covariables environnementales pour prédire la densité. Cette méthode est plus complexe et plus fiable que la méthode de krigeage, utilisée lors du précédent rapportage pour analyser les données de la campagne SAMM I, qui se basait uniquement sur la distance entre les observations pour faire une prédiction.

D'autre part, bien que la détection des oiseaux dans le milieu naturel soit également imparfaite lors des suivis par bateau, la plus grande proximité permet généralement de plus facilement identifier les oiseaux jusqu'à l'espèce. En revanche, les conditions d'observations et notamment l'état de la mer, peut largement contraindre les observations. Par ailleurs, la méthodologie de krigeage utilisée pour estimer la densité d'individus, et en déduire l'abondance globale, est une approche largement utilisée et reconnue pour modéliser la densité dans l'espace, bien qu'elle ne tienne pas compte de facteurs environnementaux comme les nouvelles approche type DSM. Un des problèmes avec la méthode de krigeage est que dans certains cas le lissage des données peut être insuffisant, donnant lieu à une prédiction « mouchetée » dans l'espace, alors que le modèle DSM réalise un lissage plus fort pour une prédiction spatiale plus réaliste (Simian *et al.* 2018).

#### Confiance dans chaque indicateur :

Le Tableau 2 présente le niveau de confiance évalué au regard de la qualité des données d'une part, et de la maturité scientifique de la méthodologie d'autre part.

**Tableau 2 : Niveau de confiance associé à l'indicateur « Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large » en SRM Méditerranée Occidentale.**

| Indicateur évalué                                  | Qualité des données | Maturité de la méthodologie |
|--|---------------------|-----------------------------|
| Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large | Moyenne             | Bonne                       |

## 3 Résultats de l'évaluation

### 3.1 Etat

#### Résumé des résultats :

Les résultats d'évaluation du BEE selon l'indicateur 'Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large' sont synthétisés dans les tableaux ci-dessous. Pour que le critère D1C2 soit en bon état, l'abondance relative des populations actuelles par rapport aux effectifs de référence doit être supérieure ou égale à 0.7 (pour les espèces pondant plus d'un œuf) ou 0.8 (pour les espèces pondant un seul œuf) selon l'espèce considérée.

- SRM Méditerranée Occidentale (MO) :

Pour la SRM MO, **11 espèces d'oiseaux marins** (8 espèces d'oiseaux de surface et 3 espèces de plongeurs pélagiques) présentent suffisamment de données pour que l'indicateur d'abondance soit évalué à partir des données des suivis aériens.

Les résultats montrent que **le paramètre renseignant l'indicateur n'est pas atteint pour 3 espèces** : *Puffin de Yelkouan*, *Puffin des Baléares* et *la Sterne caugek*.

Pour les **6 autres espèces**, à savoir le *Fou de Bassan*, *Puffin de Scopoli*, *Océanite tempête*, *Goéland leucophée*, *Mouette mélanocéphale*, *Mouette pygmée*, les valeurs d'abondances relatives supérieures au seuil d'atteinte du BEE (0.7 ou 0.8 selon l'espèce) permettent de considérer le **paramètre comme atteint pour ces espèces**.

Par ailleurs, **2 autres espèces** (*Macareux moine* et *Pingouin torda*) présentent des données, mais de manière insuffisante pour pouvoir comparer des modèles d'estimations d'abondance sur les périodes 2011-2012 et 2018-2019. Ces espèces ne seront donc **pas évaluées pour l'indicateur** 'Abondance des oiseaux marins non nicheurs au large'.

Par ailleurs, **2 espèces** ( ) présentent des données insuffisantes/non conclusives pour produire une évaluation pertinente du BEE. L'état du paramètre est **inconnu pour** ces espèces.

**Tableau 3 : Estimations d'abondance des oiseaux observés en mer (nombre d'individus) issues des campagnes aériennes de suivi SAMM en Méditerranée Occidentale (MO) en 2011-2012 (référence) et 2018-2019 (évaluation).** La couleur indique si l'abondance relative est au-dessus (**Paramètre Atteint**) ou en dessous (**Paramètre Non atteint**) du seuil d'atteinte du paramètre, ou si l'atteinte du paramètre est Non évaluée (absence de données/données non conclusives).

| Groupe fonctionnel   | Données initiales     | Espèces renseignées   | Abondance DCSMM |         | Abond. relative | Seuil       | Paramètre   |
|----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------|---------|-----------------|-------------|-------------|
|                      |                       |                       | 2011/12         | 2018/19 |                 |             |             |
| Plongeurs pélagiques | Fou de Bassan         | Fou de Bassan         | 657             | 630     | 0.96            | 0.8         | Atteint     |
|                      | Alcidés               | Macareux moine        | -               | -       | -               |             | *           |
|                      |                       | Pingouin torda        | -               | -       | -               |             | *           |
| Surface              | Grands puffins        | Puffin de Scopoli     | 28              | 78      | 2.79            | 0.8         | Atteint     |
|                      | Petits Puffins        | Puffin Yelkouan       | 14 277          | 10 356  | 0.73            | 0.8         | Non Atteint |
|                      |                       | Puffin des Baléares   |                 |         |                 |             | Non Atteint |
|                      | Hydrobatidés          | Océanite tempête      | 281             | 289     | 1.03            | 0.8         | Atteint     |
|                      | Goélands gris         | Goéland leucophée     | 14 510          | 21 236  | 1.46            | 0.7         | Atteint     |
|                      | Mouette mélanocéphale | Mouette mélanocéphale | 3 705           | 6 786   | 1.83            | 0.7         | Atteint     |
|                      | Mouette pygmée        | Mouette pygmée        | 22 363          | 36 770  | 1.64            | 0.7         | Atteint     |
| Sternidés            | Sterne caugek         | 664                   | 412             | 0.62    | 0.7             | Non Atteint |             |

« - » Données insuffisantes pour générer les modèles de krigeage pour les estimations d'abondance.

« \* » : Résultat de l'évaluation non pertinent en raison du faible effectif observé sur la période d'évaluation.

**A noter** : Les espèces pour lesquelles des données de suivis existent mais de façon insuffisante pour pouvoir fournir une évaluation pertinente du BEE (i.e. données ou résultats non conclusifs pour évaluer le critère/espèce, matérialisé par un fond de couleur **gris foncé** dans les évaluations espèces) ne seront pas prises en compte dans l'évaluation du groupe d'espèces.

**Tableau 4 : Evaluation multi-espèces (par groupe fonctionnel) pour la SRM MO.** Les chiffres entre parenthèse donnent le ratio du nombre d'espèces pour lequel le paramètre est atteint par rapport au nombre d'espèces totales du groupe fonctionnel.

| Groupe fonctionnel           | Pourcentage d'espèces pour lesquelles le paramètre est atteint |  |
|------------------------------|--|--|
|                              | MO   |  |
| Oiseaux plongeurs pélagiques | 100% 1/1   |  |
| Oiseaux marins de surface    | 63% (5/8)  |  |

Les résultats de l'évaluation du critère à l'échelle du groupe fonctionnel montrent que :

- pour le groupe d'oiseaux marins '**plongeurs pélagiques**', le pourcentage d'espèces évaluées qui ont atteint le paramètre renseignant l'indicateur est de 100%.
- pour le groupe d'oiseaux marins '**Surface**', le pourcentage d'espèces évaluées qui ont atteint le paramètre renseignant l'indicateur est de 63%..

**Remarques** : Parmi les 'plongeurs pélagiques', plusieurs espèces ne sont pas évaluées via l'indicateurs 'Abondance des oiseaux non nicheurs au large'. Actuellement, il n'y a pas d'indicateur permettant d'évaluer ces espèces à savoir : *Grèbe à cou noir*, *Grèbe huppé*, *Harle huppé*, *Plongeon arctique*.

## 3.2 Tendances

### Tendance :

Seules deux campagnes de suivi aériens des oiseaux marins pélagiques ont été réalisées actuellement, limitant la série temporelle à deux 'images' des populations en 2011/12 et 2018/19. Ainsi, aucune tendance sur l'évolution de l'état des populations d'oiseaux marins pélagiques ne peut donc être décrite aujourd'hui, hormis la tendance présentée comme résultats de l'évaluation du BEE (comparaison état actuel VS état de référence).

## 4 Comparaison avec la précédente évaluation

### Evolution générale par rapport au cycle précédent :

- Evolution de l'état : inconnue

Une comparaison avec la précédente évaluation n'est pas possible puisqu'aucune évaluation du bon état écologique n'avait pu être produite lors du précédent rapportage (cycle 2, 2018). En effet, une seule campagne de suivi aérien SAMM avait été menée au moment du précédent rapportage BEE. Un état des lieux de l'abondance des populations d'oiseaux pélagiques avait pu être donné, mais sans possibilité de comparaison à un état initial de référence. L'évaluation actuelle permet de fournir une première analyse de l'évolution des populations d'oiseaux marins pélagiques entre la campagne « SAMM I » (2012), considérée comme état de référence, et la campagne « SAMM II » (2019), qui renseigne l'état actuel (période d'évaluation).

## 5 Références bibliographiques

ACCOBAMS. 2021. Estimates of abundance and distribution of cetaceans, marine mega-fauna and marine litter in the Mediterranean Sea from 2018-2019 surveys. By S. Panigada, O. Boisseau, A. Canadas, C. Lambert, S. Laran, R. McLanaghan, A. Moscrop. Ed. ACCOBAMS - ACCOBAMS Survey Initiative Project, Monaco, 111 pp.

Authier M., Saraux C. & Péron C. 2017. Variable Selection and Accurate Predictions in Habitat Modelling: a Shrinkage Approach. *Ecography*, 40, 549-560.

Buckland S. T., Rexstad E. A., Marques T. A., & Oedekoven C. S. 2015. *Distance sampling: methods and applications* (Vol. 431). New York, NY, USA: Springer.

Dorémus G. 2020. MEGASCOPE : Suivi de la distribution de la mégafaune marine en Manche, Atlantique et Méditerranée en 2019. Rapport scientifique de l'Observatoire PELAGIS. 45 p.

Dorémus G., Blanchard A., Sanchez T., Peltier H., Van Canneyt O. & Chabrolle A. 2022. MEGASCOPE : Suivi de la distribution de la mégafaune marine en Manche, Atlantique et Méditerranée en 2021. Rapport scientifique de l'Observatoire PELAGIS. 69 p.

Hammond P.S., Macleod K., Berggren P., Borchers D.L., Burt L., Cañadas A., Desportes G., Donovan G.P., Gilles A., Gillespie D., Gordon J., Hiby L., Kuklik I., Leaper R., Lehnert K., Leopold M., Lovell P., Øien N., Paxton C.G.M., Ridoux V., Rogan E., Samarra F., Scheidat M., Sequeira M., Siebert U., Skov H., Swift R., Tasker M.L., Teilmann J., Van Canneyt O. & Vázquez J.A. 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation*, 164, 107-122.

Laran S., Nivière M., Genu M., Dorémus G., Serre S., Spitz J., Van Canneyt O. et Authier M. 2021. Distribution et abondance de la mégafaune marine lors des campagnes SAMM cycle I et II en Méditerranée. Rapport final. Observatoire Pelagis (UMS 3462, La Rochelle Université / CNRS) & OFB. 76 pp

Miller D. L., Burt M. L., Rexstad E. A. & Thomas L. 2013. Spatial models for distance sampling data: recent developments and future directions. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(11), 1001-1010.

Miller D. L. 2016. Distance: Distance Sampling Detection Function and Abundance Estimation. In R package version 0.9.6.: <https://CRAN.R-project.org/package=Distance>.

Miller D. L., Rexstad E., Burt L., Bravington M. V. & Hedley S. L. 2016. dsm: Density Surface Modelling of Distance Sampling Data. In R package version 2.2.12. : <https://CRAN.R-project.org/package=dsm>

Pettex E., Lambert C., Laran S., Ricart A., Virgili A., Falchetto H., Authier M., Monestiez P., Van Canneyt O., Dorémus G., Blanck A., Toison V. & Ridoux V. 2014. Suivi Aérien de la Méga-faune Marine en France métropolitaine. Observatoire Pelagis (UMS 3462, La Rochelle Université / CNRS) & Agences des Aires Marines Protégées.

R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Serre S., David L., Di-Méglio N., Dorémus G., Laran S., Spitz J. & Van Canneyt O. 2019. Distribution et abondance de la méga-faune marine en France métropolitaine. Rapport de campagne SAMM -II Méditerranée Hiver - 2019. Observatoire Pelagis (UMS 3462, Université de La Rochelle / CNRS) & Agence française pour la Biodiversité. 52 pp.

Simian G., Artero C., Cadiou B., Authier M., Bon C. & Caillot E. 2018. Évaluation de l'état écologique des oiseaux marins en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM. Muséum National d'Histoire Naturelle, Service des stations marines de Dinard, 161 p.

Vehtari A., Gabry J., Magnusson M., Yao Y., Bürkner P., Paananen T., Gelman A. 2020. "loo: Efficient leave-one-out cross-validation and WAIC for Bayesian models." R package version 2.3.1, <URL:<https://mc-stan.org/loo>>.

Yao Y., Vehtari A., Simpson D. & Gelman A. 2018. Using Stacking to Average Bayesian Predictive Distributions (with Discussion). *Bayesian Analysis*, 13, 917-1007.

## 6 Droits, copyright et politique d'utilisation des données

**Limitation d'utilisation :** CC-BY

**Contraintes d'accès :** Licence

**Contraintes d'utilisation :** Droit d'auteur / Droit moral (copyright)

### Pour en savoir plus

[Lien URL vers fiche métadonnées sextant de chaque jeu de données source :](#)

- Campagnes aériennes de suivi de la méga-faune marine : <https://dcsmm.milieumarinfrance.fr/Acces-aux-donnees-cartographiques/Catalogue#/metadata/9c3e7610-6d04-4483-bca5-dff40e439e7d>