

PROJET STRATECH

Définition d'une stratégie d'échantillonnage des colonies d'oiseaux marins nicheurs du littoral français dans le cadre du programme de surveillance de la DCSMM

Rapport final

E. Dortel, B. Cadiou, N. Sadoul et A. Besnard

2019

Citation recommandée : Dortel E, Cadiou B., Sadoul N. & Besnard A. – 2019 – STRATECH : Définition d'une stratégie d'échantillonnage des colonies d'oiseaux marins nicheurs du littoral français dans le cadre du programme de surveillance de la DCSMM. Rapport à l'Agence Française pour la Biodiversité.

Résumé

Considéré comme un indicateur pertinent du bon état écologique du milieu marin, les oiseaux font l'objet de l'un de ces 13 programmes thématiques de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM). Le suivi de l'abondance et de la distribution des oiseaux marins nicheurs apparaît de fait comme le 3^{ème} des 5 sous-programmes du programme de surveillance « Oiseaux ». Seul le recensement des oiseaux marins nicheurs de France coordonné par le Groupement d'Intérêt Scientifique Oiseaux Marins (GISOM) permettrait de répondre à ces exigences à l'échelle nationale mais sa fréquence, sur une base décennale, ne répond pas au besoin de réactualisation tous les six ans de la DCSMM. Le présent projet STRATECH, porté par l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB) en collaboration avec le GISOM et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE), visait ainsi à définir le plan d'échantillonnage (pas de temps et échelle spatiale) à adopter pour suivre les colonies et optimiser la collecte des données pour détecter les variations d'effectifs nicheurs et de la production en jeunes sur chaque sous-région marine.

L'élaboration de la stratégie d'échantillonnage s'appuie sur les données de suivis des colonies collectées, entre 1977 et 2016, sur l'ensemble du littoral français dans le cadre des recensements décennaux et sur les années intermédiaires selon les espèces et les localités, notamment pour les espèces rares ou menacées ou faisant l'objet de programmes spécifiques (plan de gestion des réserves naturelles, études scientifiques, observatoires...). Puisqu'il était difficilement envisageable d'analyser les données et de définir une stratégie d'échantillonnage pour l'ensemble des espèces dans le temps imparti pour ce projet, une stratégie d'échantillonnage a été élaborée à partir de 14 espèces considérées représentatives de situations contrastées en termes d'aire de répartition, de fidélité au site de nidification et de dynamique spatio-temporelle des effectifs. Quatre étapes successives ont été mises en œuvre pour chacune des espèces :

(i) Des analyses descriptives des données disponibles de suivis des effectifs des colonies pour synthétiser l'information disponible pour chaque espèce et constituer des jeux de données utilisables en termes de modélisation des tendances.

(ii) Une estimation des taux de croissance interannuels (λ) et de leur degré de variabilité temporelle et spatiale. Dans ce but, un modèle générique de dynamique des populations a été développé, dans un cadre hiérarchique bayésien, en modélisant dans un premier temps l'occupation des sites de nidification (présence ou absence d'une colonie sur un site) et, dans un second temps, en modélisant la dynamique des effectifs nicheurs sur les sites occupés deux années successives.

(iii) Les taux de croissance interannuels et les variances temporelles et spatiales estimés pour chaque espèce et chaque sous-région marine sont utilisés pour simuler des variations d'effectifs sur l'ensemble des sites de nidification connus d'une sous-région marine afin d'obtenir des trajectoires de population présentant les mêmes caractéristiques que les données réelles. Différentes trajectoires de population sont simulées pour considérer plusieurs situations d'évolution des effectifs nicheurs à l'échelle des sous-régions marines (stabilité, croissance et déclin) et le taux de croissance est alors déterminé pour chaque trajectoire de population. Différents types de plans d'échantillonnage spatiaux et temporels sont ensuite explorés sur ces données simulées afin de déterminer quels sont les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels suffisamment précis à l'échelle des sous-régions marines pour répondre aux objectifs de la DCSMM.

(iv) Les informations sur les coûts et les contraintes associées aux recensements des différentes colonies sont mobilisées pour proposer, pour l'ensemble des espèces modèles, un plan d'échantillonnage respectant les besoins en termes d'effort d'échantillonnage définis par l'étape précédente.

En ce qui concerne la stratégie d'échantillonnage pour la reproduction, peu de données étaient disponibles. De ce fait, il n'a pas été possible d'entreprendre une démarche aussi détaillée que celle mise en œuvre pour les effectifs. Un travail exploratoire a cependant été conduit pour tirer de grandes généralités sur la démarche d'échantillonnage à mettre en œuvre sur ce paramètre. Pour ce travail trois espèces ont été sélectionnées, à savoir le Goéland railleur, la Sterne pierregarin et le Cormoran huppé qui présentaient des données assez nombreuses, sur plusieurs années, et représentaient aussi un gradient de productivité. Comme pour les effectifs, des paramètres de variances spatio-temporelles de la productivité ont été estimés et des données ont été simulées correspondant à des déclinis ou

augmentations progressives de cette productivité. Des plans d'échantillonnage ont ensuite été simulés et examinés pour identifier quels plans fournissaient des estimations suffisamment précises pour être pertinents.

En termes d'échantillonnage temporel, les résultats montrent sans ambiguïté que des recensements tous les six ans sont suffisants pour détecter des tendances des effectifs sur une période de 18 années sur chaque sous-région marine et répondre ainsi aux objectifs de rapportage dans le cadre de la DCSMM. Peu intuitif au premier abord, ce résultat résulte de la concomitance de fortes dynamiques interannuelles des effectifs à l'échelle d'une localité (notamment pour certaines espèces très mobiles) et des fluctuations interannuelles réduites à l'échelle des sous-régions marines. Par ailleurs, il a été choisi de pouvoir détecter des déclin ou des augmentations (significatifs statistiquement) de 2 % par an sur une période de 18 ans (soit trois rapportages). De tels taux de croissance interannuels génèrent des déclin cumulés de l'ordre de 30 % et des augmentations de l'ordre de 40 % des. Des comptages annuels ne s'avèrent de fait pas nécessaires pour détecter des déclin aussi importants. Les résultats de l'étude suggèrent que l'ensemble des localités d'une sous-région marine doit être suivi pour les espèces qui ne se reproduisent que sur un faible nombre de localités ou qui présentent une grande mobilité de leurs colonies, ainsi que pour quelques espèces qui, bien que formant des colonies relativement fidèles à leur site, présentent des trajectoires de populations très hétérogènes selon les localités. Ces situations représentent 60 % des plans d'échantillonnage recommandés. Autrement, il est possible de procéder à un échantillonnage en sélectionnant prioritairement les localités accueillant des effectifs importants de la population de la sous-région marine pour les espèces qui forment des colonies fidèles à leur site ou qui, bien que mobiles, présentent quelques localités majeures sur lesquelles les trajectoires d'effectifs sont relativement homogènes. A noter cependant que deux tiers des 12 espèces pour lesquelles un plan d'échantillonnage est envisagé dans leur sous-région marine nécessitent un échantillonnage minimal de 75 % des localités tandis que 50 % des colonies doivent être sélectionnées pour l'autre tiers. Si le plan d'échantillonnage optimal dans le cadre de la DCSMM repose donc sans équivoque sur un pas de temps de six ans et, au niveau spatial, à une recherche souvent proche de l'exhaustivité, un tel plan peut poser un certain nombre de difficultés dans sa mise en œuvre. A minima deux difficultés majeures peuvent se présenter : (i) maintenir des recensements de qualité sur de tels pas de temps pour certaines espèces au regard du mouvement de personnels dans les structures en charge de ces suivis et de la perte résultante de la connaissance locale des sites ou de la compétence dans l'application des protocoles, etc. ; (ii) animer et coordonner un tel recensement tous les six ans.

En ce qui concerne la productivité, les simulations montrent que mettre en évidence des changements de productivités à l'échelle d'une sous-région marine est complexe en raison de la variabilité dans le temps et dans l'espace de ce paramètre chez les oiseaux marins. En effet, espèces longévives, leurs individus privilégient leur propre survie au détriment de la fécondité lorsque les conditions ne sont pas favorables à la reproduction. Ceci induit une relative stabilité interannuelle de la survie mais, en corollaire, une très forte variabilité de la fécondité. Cette fécondité étant dépendante de nombreux facteurs globaux (conditions météorologiques par exemple) mais aussi locaux (présence de prédateurs, inondations de sites), elle varie fortement entre colonies et entre années pour une même colonie. Aussi, il apparaît illusoire de pouvoir détecter des tendances de changements de productivités à travers un échantillonnage d'années ou de sites à l'échelle d'une sous-région marine et, si cet indicateur est retenu, il devra s'appuyer sur un suivi exhaustif des colonies.

Ce travail visait à répondre à l'objectif de la DCSMM, c'est-à-dire être en mesure d'évaluer les tendances des effectifs reproducteurs à chaque rapportage, soit tous les six ans, à l'échelle des sous-régions marines. Il nous paraît essentiel d'insister ici sur le fait que les recommandations issues de ce travail ne sont pas transférables à tout autre objectif comme ceux développés dans le cadre des plans de gestion des espaces protégés, des programmes de surveillance tels que les observatoires ou les programmes scientifiques.

Préambule et avertissement au lecteur : Le document ici présent a pour objectif de définir une stratégie d'échantillonnage optimale des colonies d'oiseaux marins pour répondre aux objectifs de rapportage dans le cadre de la DCSMM. Il est fondamental de comprendre qu'une stratégie d'échantillonnage se définit en fonction d'un objectif spécifique et n'est pas transférable/généralisable aux situations variées qui peuvent nécessiter un suivi de colonies. Comme il l'est explicité dans la suite de ce document, la DCSMM impose un rapportage tous les six ans. Ce rapportage se fait à l'échelle des sous-régions marines. Par ailleurs, nous avons défini, dans le cadre de ce travail, un certain niveau de déclin ou d'augmentation des effectifs, et de la productivité, que nous souhaitons être en mesure de détecter (statistiquement). Ce pas de temps et cette échelle spatiale de rapportage et ces niveaux de variations attendus sont spécifiques à l'étude présentée ici et conditionnent intégralement les recommandations en termes d'échantillonnage. Il est donc très important que les recommandations définies ici ne soient pas transférées, généralisées, à des situations qui n'ont rien à voir comme par exemple le suivi de réserves pour des plans de gestion ou même des suivis à l'échelle régionale. Les conclusions obtenues ici ne seront probablement pas adaptées à ces échelles temporelles ou spatiales qui demandent une réflexion spécifique en termes d'échantillonnage le cas échéant.

1. Introduction

1.1. Le projet STRATECH dans le cadre du programme de surveillance de la DCSMM

Dans une optique de préservation des écosystèmes marins et d'exploitation durable des ressources marines, le Parlement européen a adopté, en juin 2008, la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (Directive 2008/56/CE dite DCSMM). Cette directive conduit les États membres de l'Union européenne à mettre en place les mesures nécessaires pour maintenir ou atteindre un bon état écologique du milieu marin à l'horizon 2020. En France, la directive a été transposée dans le code de l'environnement (articles L. 219-9 à L. 219-18 et R. 219-2 à R. 219-10) et s'applique aux eaux marines métropolitaines découpées en quatre sous-régions marines : Méditerranée occidentale, Golfe de Gascogne, Mer Celtique et Manche – Mer du Nord (Figure 1). Un plan d'action pour le milieu marin (PAMM) est élaboré à l'échelle de chaque sous-région marine et comprend i) une évaluation initiale de l'état écologique des eaux marines et de l'impact environnemental des activités humaines, ii) la définition du bon état écologique pour ces mêmes eaux reposant sur des descripteurs qualitatifs, iii) la définition d'objectifs environnementaux et d'indicateurs associés, ces trois éléments ayant été adoptés en 2012, iv) un programme de surveillance en vue de l'évaluation permanente de l'état des eaux marines et de la mise à jour périodique des objectifs environnementaux et v) un programme de mesures destiné à conserver ou atteindre le bon état écologique des eaux marines, adoptés respectivement en 2015 et 2016 (<https://sextant.ifremer.fr/fr/web/dcsmm/pamm/programme-de-mesures>). Le programme de surveillance décrit l'ensemble des dispositifs de suivis. Il est structuré en 13 programmes thématiques et doit être actualisé tous les 6 ans.

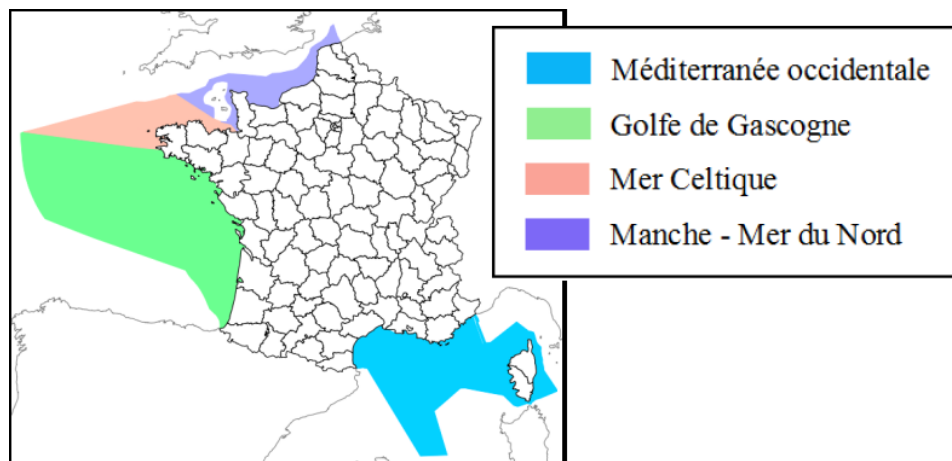


Figure 1 : Les quatre sous-régions marines métropolitaines de la DCSMM.

Considéré comme un indicateur pertinent du bon état écologique du milieu marin, les oiseaux font l'objet de l'un de ces 13 programmes thématiques. Plus particulièrement, le suivi de l'abondance et de la distribution des oiseaux marins nicheurs apparaît comme le 3^{ème} des 5 sous-programmes du programme de surveillance « Oiseaux ». Seul le recensement des oiseaux marins nicheurs de France coordonné par le Groupement d'Intérêt Scientifique Oiseaux Marins (GISOM) permettrait de répondre à ces exigences à l'échelle nationale (Cadiou et al 2014) mais sa fréquence, sur une base décennale, ne répond pas au besoin de réactualisation tous les six ans de la DCSMM. Par conséquent, élaborer une stratégie d'échantillonnage des colonies d'oiseaux marins du littoral français dans le but de répondre spécifiquement aux objectifs de la DCSMM est une des recommandations du programme de surveillance.

Le présent projet STRATECH, porté par l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB) en collaboration avec le GISOM et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE), vise ainsi à définir le pas de temps et l'échelle spatiale sur lesquels il s'agira de suivre les colonies de nidification en fonction des espèces et pour chacune des quatre sous-régions marines afin d'optimiser la collecte des données pour détecter les variations d'effectifs nicheurs et, si possible, de la production en jeunes.

1.2. Les oiseaux marins en tant qu'indicateurs

Les oiseaux marins ne sont pas un groupe homogène en termes phylogénétiques. Ils regroupent environ 350 espèces entretenant des relations de dépendance plus ou moins stricte avec le milieu marin et appartenant à six ordres¹ : les Spheniciformes (manchots), les Procellariiformes (albatros, fulmars, prions, pétrels et puffins), les Pelecaniformes (Pélicans), les Suliformes (cormorans, fous et frégates), les Phaethontiformes (phaétons) et les Charadriiformes (labbes, goélands, mouettes, sternes, noddis, becs-en-ciseaux et alcidés). Ce sont des espèces longévives (espérances de vie comprises entre 7 et 34 ans) présentant une faible fécondité (couvée moyenne de 1 à 4 œufs voire un seul œuf chez les Procellariiformes et plusieurs espèces de Sulidés, Alcidés et Laridés), un recrutement progressif avec l'âge, recrutement d'autant plus tardif que l'espérance de vie est longue (première reproduction entre 2 et 9 ans selon les espèces) et une forte survie des adultes (Schreiber et Burger 2001; Lewison et al. 2012).

Les oiseaux marins se reproduisent principalement sur le littoral continental ou sur les îles (Yésou et al. 2012). Quelques espèces, comme la Mouette rieuse et certains goélands, peuvent cependant remonter loin à l'intérieur des terres (marais, lacs, fleuves et rivières, villes). Ils forment des colonies relativement denses, de tailles très variables, régulièrement plurispécifiques mais nichent aussi parfois en couples isolés pour certaines espèces (Schreiber et Burger 2001). La plupart des espèces sont philopatrides, les individus ayant tendance à revenir sur ou à proximité de leur site de naissance pour se reproduire, et montrent une forte fidélité à leur site de nidification d'une année à l'autre, dans la mesure où les conditions y restent favorables (Coulson 2016). Cependant, certaines espèces, notamment certaines sternes ou le goéland railleur par exemple, peuvent changer de site de nidification et de colonie régulièrement, voire tous les ans, sans raison apparente (Cadiou 2015; Horswill et Robinson 2015; Francesiaz et al. 2017).

Les oiseaux marins sont des prédateurs supérieurs qui diffèrent dans leur régime alimentaire et leur mode d'alimentation. Bien que la plupart des espèces soient avant tout piscivores, de nombreuses espèces sont opportunistes et consomment des invertébrés marins, des cadavres, des oiseaux et leurs œufs et poussins, jusqu'à présenter une large gamme de proies terrestres (invertébrés, amphibiens, reptiles, petits mammifères) voire même des déchets alimentaires. Leur mode d'alimentation permet de distinguer les espèces qui s'alimentent en surface (puffins, goélands, sternes, mouettes) et celles qui pêchent en profondeur (cormorans,

¹ <https://www.worldbirdnames.org/classification/orders-of-birds-draft/>

pingouins, guillemots, macareux) ainsi que les espèces hauturières qui s'alimentent en haute mer (albatros, puffins, pétrels, manchot, frégates), les espèces néritiques qui exploitent le talus continental et les espèces côtières (Schreiber et Burger 2001; Parsons et al. 2008) qui restent à proximité des côtes (cormorans, pélicans, sternes) et qui peuvent exploiter les milieux terrestres comme dans le cas de certaines espèces de mouettes, de goélands ou celui de la Sterne hansel (Cadiou, Pons, et Yésou 2004). Enfin, leur mode d'alimentation peut varier selon les régions ou selon qu'ils soient ou non en reproduction.

Les oiseaux marins sont considérés comme de bons indicateurs de l'état de santé des écosystèmes marins. En effet, leurs populations et leurs succès reproducteurs sont régulés par la disponibilité en proies et ils sont particulièrement sensibles aux modifications des conditions trophiques liées à des événements climatiques (augmentation des températures de surface par exemple) ou aux activités humaines telles que la pêche ou l'eutrophisation (Parsons et al. 2008; Ainley et Hyrenbach 2010; Fortin et al. 2013; Sherley et al. 2018). Certains oiseaux marins sont spécialistes d'espèces-clés dans la chaîne trophique (petits poissons pélagiques, calamars ou crustacés planctoniques). Ces oiseaux peuvent alors être utilisés comme indicateurs de l'abondance d'espèces ressources dont l'estimation peut s'avérer difficile en pratique (Durant et al. 2009). D'autre part, en tant que prédateurs supérieurs, ils peuvent bioaccumuler des contaminants chimiques, tels que les métaux lourds et les polluants organiques persistants, à des concentrations supérieures à celles du milieu (Burger et Gochfeld 2001; Fort et al. 2015; Cipro et al. 2019).

En France métropolitaine, 26 espèces d'oiseaux marins se reproduisent de façon régulière (Cadiou, Pons, et Yésou 2004). 15 espèces sont exclusivement inféodées au milieu marin et ne viennent à terre que pour les besoins de la reproduction (Fulmar boréal, Puffin de Scopoli, Puffin des Anglais, Puffin yelkouan, Océanite tempête, Fou de Bassan, Cormoran huppé, Goéland d'Audouin, Mouette tridactyle, Sterne caugek, Sterne de Dougall, Guillemot de Troïl, Pingouin torda et Macareux moine). Les autres espèces peuvent fréquenter à la fois le milieu marin et le milieu terrestre (Grand Cormoran, Mouette mélanocéphale, Goéland railleur, Goéland cendré, Goéland brun, Goéland argenté, Goéland leucophée, Goéland marin, Sterne pierregarin et Sterne naine). La Mouette rieuse et la Sterne hansel font figure d'exception, la première nichant principalement à l'intérieur des terres, dans des zones d'eau douce, et la seconde s'alimentant presque exclusivement hors milieu marin (Cadiou, Pons, et Yésou 2004).

2. Présentation des données et choix des espèces modèles

L'élaboration de la stratégie d'échantillonnage des colonies d'oiseaux marins nicheurs de France s'appuie sur les données de suivis des colonies collectées, entre 1977 et 2016, sur l'ensemble du littoral français dans le cadre des recensements décennaux et sur les années intermédiaires selon les espèces et les localités, notamment pour les espèces rares ou menacées ou faisant l'objet de programmes spécifiques (plan de gestion des réserves naturelles, études scientifiques, observatoires,...). Les structures en charge de ces suivis sont majoritairement des associations, mais aussi quelques laboratoires de recherche et établissements publics de l'État ou des collectivités territoriales (

Tableau 1).

Les données transmises par les structures ont nécessité un important travail de nettoyage et de révision avec les fournisseurs de données destinés à supprimer les doublons, les erreurs de saisie dans la localisation des colonies, à compléter les champs partiellement remplis etc. De même, les consignes de saisies qui permettaient de distinguer l'absence de données en raison de l'absence de suivi une année donnée et l'absence de couple (« vrai » 0) constaté par le suivi, n'ont pas toujours été suivies et ont nécessité un travail de validation. La récupération des jeux de données a aussi conduit à constater la forte hétérogénéité entre structures dans la conservation des données historiques et leur bancarisation, notamment chez les organismes publics. Une perte ou une modification des données a pu être observée sur une fraction de celles qui avaient été transmises antérieurement au GISOM, en particulier lors des recensements décennaux (voir Cadiou et Sadoul, 2018). Ces observations plaident pour une bancarisation centralisée des données.

Puisqu'il était difficilement envisageable d'analyser les données et de définir une stratégie d'échantillonnage pour l'ensemble des espèces dans le temps imparti pour ce projet, une stratégie d'échantillonnage a été élaborée à partir de 14 espèces dites « modèles », *i.e.* considérées représentatives de situations contrastées en termes d'aire de répartition, de fidélité au site de nidification, de dynamique spatio-temporelle des effectifs, de démographie et de mode d'alimentation (Tableau 2). Cette notion d'espèces modèles est subjective quand on s'intéresse à leur représentativité, une espèce pouvant être rattachée à une espèce modèle au regard de sa distribution spatiale (quelques colonies de taille importante *versus* de nombreuses petites colonies) et à une autre au regard de sa survie ou sa fécondité. Enfin, nous étions aussi contraints vis-à-vis de la complétude des séries temporelles de données à notre disposition (voir Cadiou et Sadoul, 2018).

Tout d'abord cinq espèces sont uniques du point de vue des paramètres précédemment cités, le Fulmar boréal, l'Océanite tempête, le Fou de Bassan, la Mouette tridactyle et le Macareux moine, et ont été retenues à ce titre. Pour les puffins, des problèmes de disponibilité et de fiabilité des données à disposition (voir Cadiou et Sadoul, 2018) ont conduit à porter le choix sur le Puffin des Anglais. Pour les cormorans, le choix s'est porté sur le Grand Cormoran, qui a une répartition plus localisée que le Cormoran huppé, ce dernier faisant partie des espèces à large répartition, avec les quatre grands goélands. La Mouette mélanocéphale a été préférée à la Mouette rieuse en raison de son caractère moins continental et d'un suivi temporel plus complet. Le Goéland railleur est une espèce mobile qui présente de fortes variations spatio-

temporelles de ses colonies à l'instar de la Sterne naine. Parmi les quatre grands goélands, seuls le Goéland brun, pour le littoral Manche-Atlantique, et le Goéland leucophée, pour le littoral méditerranéen et le golfe de Gascogne ont été pris en compte. Le cas du Goéland argenté était jugé trop similaire à celui du Goéland leucophée, et le Goéland marin avait quant à lui des effectifs bien plus réduits. Ces deux espèces sont censées représenter les goélands d'Audouin et cendré. Pour les sternes, le choix s'est porté sur la Sterne caugek, espèce modèle que l'on peut associer aux sternes de Dougall et hansel au regard de leur distribution localisée, la seconde partageant en outre une alimentation exclusivement marine et la troisième une taille similaire à la première, et sur la Sterne pierregarin, espèce que l'on peut associer à la Sterne naine au regard d'un mode semblable de distribution de leurs colonies sur de nombreux secteurs du littoral français et la Sterne de Dougall au regard de leur taille et démographie. Et pour finir, parmi les deux espèces d'alcidés restantes, c'est le Guillemot de Troïl qui a été retenu compte tenu de ses effectifs plus importants et plus dispersés que ceux du Pingouin torda.

Tableau 1 : Liste des producteurs de données par département et bilan des données mises à disposition. Sous-Région Marines (SRM) : MMdN : Manche-Mer du Nord ; MC : Mer Celtique ; GdG : Golfe de Gascogne ; MED : Méditerranée (Voir remerciements pour les noms complets des structures).

| SRM | Région-Département | Producteurs de données | Compilation |
|------|----------------------------|--|--|
| | Hauts de France | | |
| MMdN | 59-Nord | GON GOELAND GPMD | GON |
| MMdN | 62-Pas-de-Calais | GON EDEN62 RNN-Oye | GON |
| MMdN | 80-Somme | Picardie nature GOP RNN baie de Somme - PO Marquenterre | Picardie nature RNN bdS |
| | Normandie | | |
| MMdN | 76-Seine-Maritime | GONm | GONm |
| MMdN | 27-Eure | GONm | GONm |
| MMdN | 14-Calvados | GONm | GONm |
| MMdN | 50-Manche | GONm | GONm |
| | Bretagne | | |
| MC | 35-Ille-et-Vilaine | BV CG35 | BV |
| MC | 22-Côtes d'Armor | GEOCA RNR Talbert BV Vivarmor Nature SMGSEF CdL LPO-RNN-7îles | GEOCA BV LPO-RNN |
| MC | 29-Finistère N & W | BV ONCFS PNRA PNMI RNN-Iroise Univ. Toulouse CEMO | BV BV CEMO |
| GdG | 29-Finistère S | BV RNN-Glenan | BV |
| GdG | 56-Morbihan | BV SIAGM CEBC ONCFS RNN-Groix RNN-Séné | BV |
| | Pays de la Loire | | |
| GdG | 44-Loire-Atlantique | LPO44 BV ONCFS | LPO44 BV |
| GdG | 85-Vendée | LPO85 ONCFS LPO-RNN-Mullembourg CdC-Noirmoutier-RNR-Polder Sébastopol | LPO85 GISOM LPO-RNN CdC-Noirmoutier |
| | Nouvelle Aquitaine | | |
| GdG | 17-Charente-Maritime | LPO17 LPO-RNN-Lilleau des Niges/Moeze | LPO17 LPO-RNN |
| GdG | 33-Gironde | SEPANSO RNN-Arguin LPO-Aquitaine PO-Teich | SEPANSO |
| GdG | 40-Landes | LPO-Aquitaine | SEPANSO |
| GdG | 64-Pyrénées-Atlantiques | CM-Biarritz LPO-Aquitaine GOPA | CM-Biarritz |
| | Occitanie | | |
| MED | 66-Pyrénées-Orientales | CEN-LR GOR | CEN-LR AMV |
| MED | 11-Aude | CEN-LR LPO11 Aude Nature | CEN-LR AMV |
| MED | 34-Hérault | CEN-LR LPO34 AMV ADENA/RNN-Bagnas | CEN-LR AMV |
| MED | 30-Gard | CEN-LR COGard Gard-Nature AMV TdV | CEN-LR AMV AMV |
| | Provence-Alpes-Côte d'Azur | | |
| MED | 13-Bouches-du-Rhône | AMV TdV CEN-PACA PN Calanques | AMV PN Calanques |
| MED | 83-Var | LPO-PACA PNPC IMEP (Univ. Marseille) CEN-PACA | LPO-PACA AMV PNPC AMV |
| MED | 06-Alpes-Maritimes | CEN PACA ANNAM LPO-PACA | LPO-PACA AMV |
| | Corse | | |
| Med | 2A-Corse-du-Sud | CEN-Corse OEC RNC DREAL GOC-AAPNRC | CEN-Corse |
| Med | 2B-Haute-Corse | CEN-Corse OEC RNC GOC-AAPNRC | CEN-Corse |

Tableau 2 : Liste des espèces modèles et des espèces qu'elles représentent (les espèces représentées peuvent apparaître face à plusieurs espèces modèles selon le paramètre (distribution, démographie, etc.) pris en compte).

| Espèces « modèles » | Espèces représentées |
|--|---|
| Fulmar boréal (<i>Fulmarus glacialis</i>) | – |
| Puffin des Anglais (<i>Puffinus puffinus</i>) | Puffin yelkouan (<i>Puffinus yelkouan</i>), Puffin de Scopoli (<i>Calonectris diomedea</i>) |
| Océanite tempête (<i>Hydrobates pelagicus</i>) | – |
| Fou de Bassan (<i>Morus bassanus</i>) | – |
| Grand Cormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>) | Cormoran huppé (<i>Phalacrocorax aristotelis</i>) |
| Mouette mélanocéphale (<i>Ichthyaetus melanocephalus</i>) | Mouette rieuse (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>), Goéland cendré (<i>Larus canus</i>) |
| Goéland railleur (<i>Larus genei</i>) | Sterne naine (<i>Sternula albifrons</i>) |
| Goéland brun (<i>Larus fuscus</i>) Goéland leucophée (<i>Larus michahellis</i>) | Goéland cendré (<i>Larus canus</i>), Goéland argenté (<i>Larus argentatus</i>), Goéland marin (<i>Larus marinus</i>), Goéland d'Audouin (<i>Ichthyaetus audouinii</i>), Cormoran huppé (<i>Phalacrocorax aristotelis</i>) |
| Mouette tridactyle (<i>Rissa tridactyla</i>) | – |
| Sterne caugek (<i>Thalasseus sandvicensis</i>) | Sterne hansel (<i>Gelochelidon nilotica</i>) Sterne de Dougall (<i>Sterna dougallii</i>) |
| Sterne pierregarin (<i>Sterna hirundo</i>) | Sterne de Dougall (<i>Sterna dougallii</i>), Sterne naine (<i>Sternula albifrons</i>) |
| Guillemot de Troïl (<i>Uria aalge</i>) | Pingouin torda (<i>Alca torda</i>) |
| Macareux moine (<i>Fratercula artica</i>) | – |

Pour l'ensemble des localités connues, les structures en charge des recensements nous ont fourni des informations qui concernent le nombre de personnes requises pour le recensement, la durée du recensement en jours, le nombre de passages, l'accessibilité de la localité, les moyens nautiques ou aériens nécessaires, la facilité de la méthode de suivi des colonies de chaque espèce et le coût financier du recensement, tenant compte du temps salarié et des frais de mission.

3. Méthodes

Dans le but de proposer un plan d'échantillonnage optimal pour déterminer l'évolution des effectifs reproducteurs pour chacune des 14 espèces modèles, quatre étapes successives sont mises en œuvre pour chacune des espèces :

- i) Une première étape d'analyses descriptives des données disponibles de suivis des effectifs des colonies est menée afin de synthétiser l'information disponible pour chaque espèce et constituer des jeux de données utilisables en termes de modélisation des tendances.
- ii) À partir de ces jeux de données, la deuxième étape vise à estimer les taux de croissance interannuels (λ), comme indicateur des variations d'effectifs à l'échelle de chaque site de nidification et de chaque sous-région marine, accompagnés de leur degré de variabilité temporelle et spatiale. Ces deux sources de variabilité sont des facteurs déterminants dans la définition d'un plan échantillonnage temporel et spatial optimal et doivent donc être estimés. Dans ce but, un modèle de dynamique des populations générique, c'est à dire suffisamment flexible pour s'adapter à l'ensemble des 14 espèces modèles, a été développé dans un cadre hiérarchique bayésien. Ce modèle générique comporte deux étapes : une étape modélisant l'occupation des sites de nidification (présence ou absence d'une colonie sur un site) et une étape modélisant la dynamique des effectifs nicheurs sur les sites occupés deux années successives.
- iii) Dans une troisième étape, les taux de croissance interannuels et les variances temporelles et spatiales estimés pour chaque espèce et chaque sous-région marine sont utilisés pour simuler des variations d'effectifs sur l'ensemble des sites de nidification connus d'une sous-région marine afin d'obtenir des trajectoires de population présentant les mêmes caractéristiques que les données réelles. Différentes trajectoires de population sont simulées pour considérer plusieurs situations d'évolution des effectifs nicheurs à l'échelle des sous-régions marines (stabilité, croissance et déclin) et le taux de croissance est alors déterminé pour chaque trajectoire de population. Différents types de plans d'échantillonnage spatiaux et temporels sont ensuite explorés sur ces données simulées afin de déterminer quels sont les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels suffisamment précis à l'échelle des sous-régions marines pour répondre aux objectifs de la DSCMM.
- iv) Dans une quatrième et dernière étape, les informations sur les coûts et les contraintes associées aux recensements des différentes colonies sont mobilisées pour proposer, pour

l'ensemble des espèces modèles, un plan d'échantillonnage respectant les besoins en termes d'effort d'échantillonnage définis par l'étape précédente.

3.1. Etape 1 : Analyses descriptives des variations d'effectifs des colonies

Afin de constituer des jeux de données fiables pour l'estimation des tendances des effectifs de population à l'aide des modèles de dynamique des populations, des analyses descriptives des données de suivis des colonies ont été menées pour l'ensemble des 14 espèces modèles. Ces analyses avaient pour objectif d'identifier des jeux de données suffisamment complets (peu de données manquantes, voir ci-dessous) pour pouvoir estimer par la suite les paramètres d'intérêt (variances spatiales et temporelles des taux de croissance interannuels notamment).

3.1.1. Gestion des données manquantes sur les effectifs nicheurs

Ayant été collectées par divers organismes, dans le cadre de différents programmes, les données de suivis des colonies sont susceptibles de présenter des valeurs manquantes, certaines colonies pouvant ne pas avoir été comptées chaque année. Ces valeurs manquantes représentent un problème important pour la modélisation des tendances de population, en particulier lorsque leur fréquence est déséquilibrée spatialement et temporellement (ce qui est souvent le cas lorsque plusieurs structures aux fonctionnements différents interviennent). Afin de visualiser la quantité et la répartition spatiale et temporelle des valeurs manquantes dans les données de comptage des effectifs nicheurs et de détecter de potentiels déséquilibres, une représentation graphique des séries de comptages a été réalisée pour chaque espèce.

Les données manquantes correspondent généralement à l'absence de recensement des colonies certaines années. Cependant, elles peuvent également correspondre à l'absence d'une ou plusieurs espèces qui n'a pas été enregistrée par les observateurs (confusion entre valeurs manquantes et vraies absences non archivées). Dans la mesure du possible, ces absences non enregistrées ont été reconstituées à partir du suivi d'autres espèces occupant les mêmes sites de nidification que l'espèce considérée. Par exemple, il est possible de reconstituer les absences de la Sterne caugék sur les sites où la Sterne pierregarin a été recensée la même année.

Dans le cas de la région méditerranéenne, les données manquantes peuvent également être liées à un archivage par le passé des effectifs non pas à l'échelle des sites de nidification mais à une échelle supérieure comme un ou plusieurs étangs ou une localité qui comportent

plusieurs sites de nidification. Par exemple, la localité des Salins d'Aigues-Mortes, d'une superficie d'environ 9800 hectares, comporte 411 sites de nidification distincts et individualisés depuis 1992. Antérieurement à 1992, tous les effectifs étaient reportés à l'échelle des Salins uniquement, ce qui conduit à avoir des données manquantes à l'échelle des sites. Lorsque la présence d'une espèce n'est pas détectée dans un périmètre (étang, regroupement d'étangs ou localité), il est alors possible d'attribuer son absence à l'ensemble des sites de nidification compris dans le périmètre. Dans le cas contraire, soit les périmètres des entités de rapportage sont de tailles réduits, de l'ordre de quelques centaines de mètres de rayon, et l'ensemble de leurs sites de nidification sont réunis au sein d'un site unique, soit des valeurs manquantes ont dû être assignées aux sites de nidification concernés.

Les valeurs manquantes ne pouvant être reconstituées, notamment celles correspondant à l'absence de recensement des colonies, peuvent être estimées, ou imputées, à partir des valeurs existantes afin d'obtenir des séries de comptage complètes (Ter Braak et al. 1994; Onkelinx, Devos, et Quataert 2017). Pour ce faire, différentes méthodes d'imputation sont disponibles, chacune présentant des biais et des limites qui lui sont propres. Dans cette étude, les valeurs manquantes ont pu être générées à partir de la moyenne des valeurs antérieures et postérieures. Néanmoins, l'imputation des valeurs manquantes peut s'avérer risquée, en particulier, elle est susceptible d'entraîner des biais dans les estimations de tendance des populations lorsque la fréquence de ces valeurs manquantes est importante. Une solution alternative consiste pour ces situations à limiter les valeurs manquantes, soit (i) par le biais d'un sous-échantillonnage des séries de comptage à modéliser, par exemple en ne considérant que les données de suivis disponibles tous les deux ans, trois ans,... (par exemple, tous les trois ans pour le Goéland leucophaé de Camargue et du Languedoc-Roussillon ou en s'appuyant uniquement sur les recensements décennaux de 1988, 1998 et 2010 pour le Goéland brun), le taux de croissance est alors modélisé sur ce pas de temps et rapporté à une échelle inter-annuelle *a posteriori*, soit (ii) en réduisant les périodes étudiées pour qu'elles soient plus complètes, en ne considérant, par exemple, que les suivis réalisés depuis 1996 dans le cas de l'Océanite tempête ou depuis 2001 pour la Sterne pierregarin, soit (iii) par la suppression des sites de nidification, voire de certaines sous-régions, trop peu fréquemment suivis (par exemple, suppression des sites méditerranéens pour l'Océanite tempête).

3.1.2. Description de l'évolution spatiale et temporelle des effectifs

Une représentation cartographique des données de suivis des colonies, par espèce et par année, est réalisée afin d'obtenir une vision globale de la répartition de chaque espèce, de l'évolution spatio-temporelle de ses effectifs nicheurs ainsi que du degré de mobilité de ses colonies. Cette seconde étape peut fournir des informations sur le type de plan d'échantillonnage qui devrait être pertinent pour chaque espèce. Pour les espèces très localisées ou les espèces peu fidèles à leur site de nidification, dont les colonies tendent à se déplacer d'une année sur l'autre (Goéland railleur, certaines sternes par exemple), une stratégie d'échantillonnage spatiale sera *a priori* peu pertinente et il est probable que des plans d'échantillonnage temporel seront ceux retenus. À l'inverse, pour les espèces à très large répartition, des plans d'échantillonnage à la fois spatiaux et temporels seront probablement pertinents.

D'autre part, la présence de certaines espèces dans certaines sous-région marines est anecdotique : Goéland railleur et Puffin des Anglais pour le Golfe de Gascogne, et Fou de Bassan pour la Manche - Mer du Nord et la Méditerranée. De plus, trois espèces ont connu, dans le Golfe de Gascogne, une diminution significative de leurs effectifs au cours des dernières décennies et leur présence est aujourd'hui anecdotique : Mouette tridactyle (une colonie d'une dizaine de couples), Océanite tempête (moins de dix couples sur deux colonies) et Fulmar boréal (cinq à dix couples sur de cinq petites colonies). Pour ces espèces, il n'apparaît pas pertinent de définir un plan d'échantillonnage pour la sous-région marine considérée. Ainsi, les tendances de populations de ces espèces dans les sous-régions marines concernées ne sont pas analysées.

Ces deux étapes permettent d'identifier les jeux de données qui seront utilisés pour l'estimation des tendances des effectifs de chacune des 14 espèces modèles.

Afin d'appréhender les potentialités d'expansion des espèces vers de nouveaux sites de reproduction, l'évolution au cours des années du nombre cumulé de localités fréquentées a été représentée pour chacune des 14 espèces modèles dans chaque sous-région marine. Une localité correspond à plusieurs sites de nidification soumis aux mêmes pressions naturelles et anthropiques, dont le suivi, nécessitant une ou deux sessions de terrain et présentant les mêmes contraintes logistiques et humaines. Dans le Golfe de Gascogne et en Manche – Mer du Nord, le nombre de localités évolue de façon asymptotique pour toutes les espèces : il augmente au

cours du temps jusqu'à atteindre un seuil correspondant au nombre total de localités connues. L'ensemble des localités propices à l'installation des différentes espèces d'oiseaux marins semblent donc avoir été occupées au moins une fois pas le passé, et l'apparition de nouvelles localités est peu probable à moins de modifications majeures sur le littoral (création de réserves, aménagement conservatoire pour favoriser la nidification, changement du trait de côte...). Le pool de localité existant dans les données peut donc servir de base pour la définition des stratégies d'échantillonnage pour ces deux sous-régions marines. En revanche, pour la Mer Celtique et la Méditerranée, de nouveaux sites sont encore régulièrement colonisés par les espèces. Ainsi, aucune asymptote n'est encore observée pour six espèces, la Mouette mélanocéphale, les Goélands brun, railleur et leucopnée, et les Sternes pierregarin et caugek (voir résultats). L'implantation de ces espèces sur de nouveaux sites est susceptible de se poursuivre. Le potentiel de nouvelles localités à coloniser semble cependant plus limité pour le Goéland brun. Pour ces espèces, la stratégie d'échantillonnage doit donc intégrer le fait qu'elles peuvent coloniser de nouveaux sites, encore non-présents dans les bases de données disponibles.

3.2 Etape 2 : Modélisation des tendances démographiques

Une bonne connaissance des tendances des effectifs à moyen et long terme, et en particulier de leur variation dans le temps et dans l'espace, est indispensable à l'élaboration de plans d'échantillonnages permettant la construction d'indicateurs de tendance fiables et précis. À partir des jeux de données sélectionnés précédemment (section 3.1), des modèles de dynamique des populations ont donc été ajustés aux données afin d'estimer le degré de variabilité spatiale et temporelle associé aux tendances des effectifs des 14 espèces modèles pour chaque sous-région marine. Un modèle de dynamique des populations générique, suffisamment flexible pour s'adapter à l'ensemble des espèces, a été développé dans un cadre hiérarchique bayésien. Ce modèle générique, dit à « espace d'état », s'articule en deux étapes : une étape qui modélise la dynamique d'occupation des sites de nidification (Chandler et al. 2015) et une étape qui modélise la dynamique des effectifs sur les sites occupés plusieurs années successives (Kéry et Schaub 2012; Touzalin 2017).

3.2.1. Etape de modélisation de la dynamique d'occupation des sites de nidification

La plupart des oiseaux marins sont décrits comme très fidèles à leur colonie de naissance ainsi qu'à leur site de nidification, seuls des échecs complets de colonies ou répétés de la reproduction sur plusieurs années pouvant inciter les individus à changer de colonie (Schreiber et Burger 2001). Chez ces espèces, certaines colonies peuvent cependant disparaître et d'autres apparaître même si ces événements sont assez rares. Au contraire, comme nous l'avons vu, certaines espèces peu fidèles à leur site de nidification peuvent présenter une grande mobilité des colonies d'une année à l'autre, s'établissant avec des effectifs importants sur des sites n'ayant jamais été occupés auparavant et y disparaissant l'année suivante sans raison apparente (Cadiou 2015; Horswill et Robinson 2015; Francesiaz et al. 2017). Il en résulte de fortes variations dans les tendances locales des effectifs, se traduisant par une succession d'abandons et de colonisations de sites.

Les processus d'abandon et de colonisation sont pris en compte dans le modèle par une étape qui décrit pour chaque espèce l'état d'occupation d'un site i au temps t ($z_{i,t}$) en fonction de son occupation au temps $t-1$ ($z_{i,t-1}$), d'une probabilité de persistance de l'espèce sur le site φ_i , spécifique à l'espèce et au site, et d'une probabilité de colonisation d'un site γ , espèce-spécifique:

$$(1) \quad z_{i,t} \sim \text{Bernouilli} \left(\varphi_i z_{i,t-1} + \gamma (1 - z_{i,t-1}) \right)$$

Ainsi, un site i occupé par au moins un couple reproducteur au cours de l'année $t-1$ reste occupé l'année t selon la probabilité φ_i et un site inoccupé au cours de l'année $t-1$ a une probabilité γ d'être colonisé durant l'année t par au moins un couple reproducteur.

3.2.2. Etape de modélisation de la dynamique des effectifs

L'étape de modélisation de la dynamique des effectifs décrit l'évolution des effectifs nicheurs au cours du temps, à l'échelle de chaque site de nidification et de chaque sous-région marine. À l'échelle du site nidification, l'évolution des effectifs dépend des états d'occupation successifs du site. Ainsi, les effectifs du site i à l'année t ($N_{i,t}$) sont déterminés selon l'équation suivante :

$$(2) \quad N_{i,t} = \begin{cases} 0 & z_{i,t} = 0 \\ N_{col_{i,t}} & z_{i,t} = 1 \text{ et } z_{i,t-1} = 0 \\ \lambda_{i,t-1} N_{i,t-1} & z_{i,t} = 1 \text{ et } z_{i,t-1} = 1 \end{cases}$$

Tant qu'un site i est inocupé, ces effectifs sont nuls. Lorsqu'un site i inocupé à $t-1$ est colonisé durant l'année t , les effectifs correspondent au nombre de couples « colonisateurs » $N_{col_{i,t}}$. Dans le cas où un site i est occupé durant deux années successives, les effectifs de l'année t ($N_{i,t}$) sont modélisés en fonction des effectifs de l'année $t-1$ ($N_{i,t-1}$) et d'un taux de croissance $\lambda_{i,t-1}$ entre les deux années. Cette formulation autorégressive permet de prendre en compte, de façon explicite, l'autocorrélation temporelle dans les séries de comptages (Ross, Hooten, et Koons 2012). En effet, les oiseaux de mer sont des espèces longévives, présentant une faible fécondité, un recrutement tardif et progressif avec l'âge, une forte survie des adultes déterminant la dynamique de leurs populations et, pour la plupart d'entre-elles, une forte fidélité à leur colonie de reproduction (Schreiber et Burger 2001; Lewison et al. 2012). En conséquence, les effectifs observés sur un site sur plusieurs années successives sont souvent fortement corrélés. Cette source de corrélation ne doit pas être négligée car elle est susceptible d'entraîner des biais dans les estimateurs de la variance résultant en une surestimation de la précision des estimations de tendances (Hamel, Yoccoz, et Gaillard 2012).

D'autre part, les données de comptages des effectifs nicheurs sont associées à des incertitudes (erreurs de comptage liées à la détectabilité des nids, à l'expérience des observateurs, du fait que tous les oiseaux nicheurs ne sont pas présents à un moment t , que tous les nids ne sont pas synchrones, etc.) susceptibles de varier selon l'espèce considérée, la topographie des sites, les conditions d'observation, le protocole appliqué par la structure assurant le suivi ou encore les compétences de l'observateur. Ces erreurs de comptage sont modélisées à l'aide d'une loi normale :

$$(3) \quad C_{i,t} \sim \mathcal{N}(N_{i,t}, \sigma_c^2)$$

$C_{i,t}$ et $N_{i,t}$ représentent respectivement l'effectif observé et l'effectif réel du site i pour l'année t . Cependant, en l'absence d'information permettant de renseigner le modèle sur ces erreurs de comptage (comme par exemple des comptages répétés sur les mêmes sites la même année), la variance d'erreur σ_c^2 ne peut être estimée et le modèle ne peut séparer l'incertitude liée aux

erreurs de comptage de celle liée à la variabilité temporelle ou spatiale des taux de croissance $\lambda_{i,t}$.

L'évolution des effectifs nicheurs à l'échelle des sous-régions marines peut être déterminée à partir des évolutions estimées à l'échelle des sites de nidification selon les équations précédentes. Pour une sous-région marine r comportant n sites de nidification et avec $N_{i,t}$ et $\lambda_{i,t}$ respectivement les effectifs nicheurs et le taux de croissance inter-annuel estimés pour le site i et l'année t , le taux de croissance inter-annuel pour la sous-région marine r est obtenu selon la relation suivante :

$$(4) \quad \lambda_{r,t} = \frac{\sum_{i=1}^n N_{i,t} \lambda_{i,t}}{\sum_{i=1}^n N_{i,t}}$$

Les taux de croissance interannuels moyens de chaque site de nidification ($\bar{\lambda}_i$) et de chaque sous-région marine ($\bar{\lambda}_r$) sont alors calculés. Le taux de croissance interannuel moyen renseigne sur la tendance de fond de la population. Ce taux correspond à la moyenne géométrique des taux de croissance interannuels :

$$(5) \quad \bar{\lambda}_i = \sqrt[T]{\prod_{t=1}^T \lambda_{i,t}} \quad \text{et} \quad \bar{\lambda}_r = \sqrt[T]{\prod_{t=1}^T \lambda_{r,t}}$$

Puis, la variance temporelle du taux de croissance de chaque site de nidification (σ_i^2) et de chaque sous-région marine (σ_r^2) permet de mesurer le degré de variabilité temporelle associée aux tendances de fond des populations :

$$(6) \quad \sigma_i^2 = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T (\ln(\lambda_{i,t}) - \ln(\bar{\lambda}_i))^2 \quad \text{et} \quad \sigma_r^2 = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T (\ln(\lambda_{r,t}) - \ln(\bar{\lambda}_r))^2$$

Les effectifs nicheurs diffèrent selon les colonies et varient en réponse aux pressions naturelles ou anthropiques s'exerçant à large échelle (changement climatique, productivité globale des océans, conditions d'hivernage...), à l'échelle d'une sous-régions marines (exploitation des ressources, pollution...), aux conditions intrinsèques des sites de nidification (typologie, prédation, dérangement, compétition interspécifique...) et en fonction d'effets de densité-dépendance (Ainley et Hyrenbach 2010; Lewison et al. 2012; Horswill et Robinson 2015). D'autre part, ces variations d'effectifs peuvent se traduire par une redistribution des individus de sites devenus moins favorables vers d'autres sites plus favorables (Rhodes et Jonzén 2011; Touzalin 2017). Ainsi, au sein d'une même sous-région marine, l'évolution des effectifs peut

être très contrastée selon les sites de nidification. La variance spatiale des taux de croissance interannuels moyens d'une sous-région marine r (s_r^2) permet de mesurer les disparités de tendance entre les populations de la sous-région marine considérée :

$$(7) \quad s_r^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\bar{\lambda}_i - \bar{\lambda}_r)^2$$

3.2.3. Ajustement du modèle générique aux données

Les modèles de dynamique des populations sont développés dans un cadre hiérarchique bayésien (Bled et al. 2013; Robinson, Morrison, et Baillie 2014). Ce cadre apparaît comme particulièrement adapté au modèle développé car il offre une grande flexibilité pour exploiter des données collectées à différentes échelles temporelles et spatiales. Les modèles hiérarchiques permettent également de traiter séparément les incertitudes liées au comptage des individus et les incertitudes liées à la variabilité spatiale et à la variabilité interannuelle du taux de croissance (Cressie et al. 2009). Le principe des modèles hiérarchiques bayésien repose pour cela sur une décomposition du processus à modéliser en une série de sous-processus conditionnels plus simples à appréhender (Wikle 2003; Clark 2005).

Par ailleurs, l'utilisation du cadre Bayésien permet d'inclure des connaissances additionnelles sur les paramètres, susceptibles d'améliorer leur estimation, sous forme de loi de probabilité dite loi *a priori*. Dans cette étude, en l'absence de connaissance *a priori*, des lois uniformes sur $[0;1]$ ont été assignées aux probabilités de persistance φ_i et de colonisation γ et des lois uniformes sur $[-10; 10]$ ont été assignée aux logarithmes des taux de croissance interannuels ($\ln \lambda_{i,t}$). L'information apportée par les données sert alors à mettre à jour la connaissance *a priori* des paramètres. Cette actualisation des connaissances conduit à une nouvelle distribution de probabilités dite loi *a posteriori*.

Les distributions *a posteriori* des taux de croissance, de leurs variances temporelles et spatiales ainsi que des probabilités de persistance et de colonisation sont estimées par la méthode de Monte-Carlo par chaînes de Markov (MCMC) implémentée dans le logiciel JAGS version 4.3.0 (Plummer 2003). Trois chaînes MCMC indépendantes ont été considérées pour vérifier la convergence de l'algorithme. Après une phase d'adaptation de 5000 itérations, les estimations sont basées sur d'un échantillon de 500000 itérations, une itération sur 1000 étant conservée. La convergence de l'échantillonnage MCMC vers une distribution stationnaire est évaluée à l'aide du diagnostic de Gelman-Rubin, basé sur le rapport de la variance inter-chaîne

sur la variance intra-chaîne et une vérification visuelle des chaînes pour quelques espèces. Un rapport proche de 1 indique la convergence (Gelman et Rubin 1992).

3.3. Etape 3 : Simulation des trajectoires de population et test des scénarios d'échantillonnage

3.3.1. Simulation des trajectoires de population

Les estimations des paramètres démographiques, fournies par l'étape précédente pour chacune des 14 espèces, sont utilisées pour simuler des trajectoires de population sur chaque sous-région marine en considérant plusieurs situations d'évolution des effectifs nicheurs : stabilité, déclin annuel de 2 %, 5 % et 10 % et croissance annuelle de 2 %, 5 % et 10 %, soit des taux de croissance interannuels $\bar{\lambda}$ respectifs de 1, puis 0,98, 0,95, 0,90, et 1,02, 1,05 et 1,10. Les variations d'effectifs interannuelles moyennes correspondantes sont alors générées sur une période de 24 ans pour chaque sous-région marine r :

$$(8) \quad \bar{N}_{r,t} = \bar{\lambda} \bar{N}_{r,t-1}$$

Ensuite, pour chaque situation considérée, les variations annuelles d'effectifs sont simulées sur l'ensemble des sites de nidification connus d'une espèce, y compris ceux mal suivis et qui n'ont pas été pris en compte dans la modélisation des tendances des effectifs. Cette étape est nécessaire car l'objectif du projet est de définir un plan d'échantillonnage de sites au sein des sous-régions marines. Il nous faut donc simuler les évolutions des effectifs à l'échelle des sous-régions (échelle à laquelle on souhaite les estimations des tendances) et à l'échelle des sites (échelle à laquelle on réalise l'échantillonnage). Les effectifs de l'année t d'un site de nidification i d'une sous-région marine r sont générés à l'aide de l'équation suivante :

$$(9) \quad N_{r,i,t} = z_{r,i,t} z_{r,i,t-1} N_{per,r,i,t} + z_{r,i,t} (1 - z_{r,i,t-1}) N_{col,r,i,t}$$

tels que pour tout t $\sum_{i=1}^n N_{r,i,t} = N_{r,t}$ avec $N_{r,t} \sim \text{Log}\mathcal{N}(\bar{N}_{r,t}, \sigma_r^2)$. σ_r^2 est l'estimateur de la variance temporelle du taux de croissance, fourni par le modèle de dynamique des populations décrit précédemment, pour la sous-région marine r . Les états d'occupation successifs du site de nidification i ($z_{r,i,t}$) sont simulés selon l'équation 1 à partir des probabilités de persistance (φ_i)

et de colonisation (γ) estimées par les modèles de dynamique d'occupation des sites décrit précédemment. Lorsqu'un site inoccupé l'année $t-1$ est colonisé au cours de l'année t ($z_{r,i,t} = 1$ et $z_{r,i,t-1} = 0$), le nombre de couples colonisateurs ($Ncol_{r,i,t}$) est généré selon une loi uniforme bornée sur $[1; \bar{N}_{r,t}]$:

$$(10) \quad Ncol_{r,i,t} \sim \mathcal{U}(1, \bar{N}_{r,t})$$

Lorsqu'un site est occupé durant deux années successives ($z_{r,i,t} = 1$ et $z_{r,i,t-1} = 1$), le nombre de couples présents l'année t ($Nper_{r,i,t}$) est généré à partir des effectifs de l'année $t-1$, du taux de croissance interannuel moyen du site ($\bar{\lambda}_{r,i}$), de la variance temporelle du taux de croissance du site considéré ($\sigma_{r,i}^2$), estimée par le modèle de dynamique des populations, et de la covariance entre les sites (σ_{ij}) :

$$(11) \quad \begin{aligned} Nper_{r,i,t} &\sim \text{Log}\mathcal{N}(\mu_{r,i,t}, \Omega) \\ \mu_{r,i,t} &= \ln(\bar{\lambda}_{r,i} N_{r,i,t}) \end{aligned}$$

$\mu_{r,i,t}$ correspond aux effectifs espérés suivant l'évolution moyenne des effectifs du site i et Ω à la matrice de variance-covariance.

$$\Omega = \begin{pmatrix} \sigma_{r,1}^2 & \cdots & \sigma_{1i} & \cdots & \sigma_{1n} \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ \sigma_{1i} & \cdots & \sigma_{r,i}^2 & \cdots & \sigma_{in} \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ \sigma_{1n} & \cdots & \sigma_{in} & \cdots & \sigma_{r,n}^2 \end{pmatrix}$$

Le taux de croissance interannuel moyen d'un site i ($\bar{\lambda}_{r,i}$) est simulé à partir du taux de croissance interannuel $\bar{\lambda}$ et de la variance spatiale des taux de croissance, estimée par le modèle de dynamique des populations, pour la sous-région marine r (s_r^2) :

$$(12) \quad \bar{\lambda}_{r,i} \sim \mathcal{N}(\bar{\lambda}, s_r^2)$$

3.3.2 Cas spécifique des espèces pouvant coloniser des site/localités inconnus

En Mer Celtique et en Méditerranée, six espèces de laridés pourraient, dans un avenir proche, étendre leur aire de distribution vers de nouvelles localités non encore répertoriées (Goéland brun, Goéland railleur, Goéland leucophée, Mouette mélanocéphale, Sterne pierregarin et Sterne caugek ; voir résultats). Pour ces six espèces, des trajectoires de population supplémentaires ont donc été simulées en ajoutant un certain nombre de localités « virtuelles » chaque année à l'ensemble des localités déjà connues pour l'espèce considérée (Tableau 3). Ce nombre correspond au nombre moyen de localités colonisées chaque année par chacune des espèces au cours des dernières années. Les variations interannuelles d'effectifs sont alors générées à l'échelle des sites de nidification, de la même façon que précédemment.

Tableau 3 : Nombre de localités virtuelles ajoutées chaque année dans les trajectoires de population pour les espèces susceptibles d'étendre leur aire de reproduction en Mer Celtique et Méditerranée

| Espèce | Mer Celtique | Méditerranée |
|-----------------------|--------------|--------------|
| Goéland brun | 1 | - |
| Goéland railleur | - | 1 |
| Goéland leucophée | - | 1 |
| Mouette mélanocéphale | - | 1 |
| Sterne pierregarin | 3 | 2 |
| Sterne caugek | 1 | 1 |

3.3.3 Initialisation de l'occupation et des abondances des sites

Les abondances initiales des sous-régions marines ($\bar{N}_{r,1}$) et des sites de nidification ($N_{r,i,1}$) ainsi que les états d'occupation initiaux ($z_{r,i,t}$) doivent être préalablement déterminées. Les valeurs initiales correspondent, dans les simulations, au recensement national de 1987-1989, les périodes de recensement étant celles comportant le moins de valeurs manquantes. Dans le cas des espèces absentes d'une sous-région marine lors du recensement de 1987-1989, les valeurs initiales correspondent à l'année d'installation de l'espèce dans la sous-région marine considérée.

3.3.4. Indicateurs de tendance

Pour chacune des trajectoires de population simulées, un indicateur de tendances des effectifs nicheurs à l'échelle des sous-régions marines est calculé sur 6, 12, 18 et 24 ans, soit une période de temps correspondant à 1, 2, 3 et 4 rapportages de la DCSMM afin de déterminer comment la précision des indicateurs évolue au cours du temps.

L'abondance relative (B_1) est un indicateur de l'état des populations développé dans le cadre de la convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR 2016; ICES 2017). Elle est définie, pour chaque espèce comme le rapport entre l'abondance des couples nicheurs pour une période donnée et l'abondance de référence de l'espèce pour la sous-région marine considérée. Cet indicateur est cependant présenté dans les résultats détaillés en annexe mais n'est pas utilisé dans le corps du rapport. Pour cet indicateur, l'abondance de référence correspond aux effectifs du recensement national de 1987-1989 ou, à défaut, de 1997-2000.

Le taux de croissance interannuel moyen ($\bar{\lambda}_n$) mesure l'évolution moyenne des effectifs d'une population sur une période donnée. Ce taux est obtenu à partir de la moyenne géométrique des taux de croissance interannuels (λ_t) de la période considérée. Ainsi, pour la n^{ème} évaluation du bon état écologique ($n = 6, 12, 18, 24, \dots$) :

$$\bar{\lambda}_n = \left(\prod_{t=1}^{t=n} \lambda_t \right)^{\frac{1}{n}}$$

$\bar{\lambda}_n = 1$ si la population est stable, $\bar{\lambda}_n > 1$ si la population s'accroît et $\bar{\lambda}_n < 1$ si elle décline.

3.3.5. Test de scénarios d'échantillonnage

À partir des trajectoires de populations simulées, plusieurs scénarios d'échantillonnage, spatiaux et temporels, peuvent être explorés et comparés, en vue de sélectionner, pour chacune des 14 espèces modèles, le type de plan d'échantillonnage propre à fournir les informations nécessaires à la construction d'indicateurs de tendance représentatifs de l'ensemble de la population à l'échelle de chaque sous-région marine.

Pour les espèces se reproduisant sur un petit nombre de sites bien localisés (Macareux moine, Guillemot de Troïl, Puffin des Anglais et Fou de Bassan), un échantillonnage spatial n'apparaît pas pertinent et les plans d'échantillonnage explorés incluent tous les sites de nidification connus, différentes fréquences de recensements des colonies étant alors comparées (tous les ans, tous les trois ans ou tous les six ans).

Pour les autres espèces, à plus large répartition, des plans d'échantillonnage à la fois spatiaux et temporels sont explorés. D'un point de vue spatial, la définition d'une stratégie d'échantillonnage à l'échelle des sites de nidification n'apparaît pas pertinente. En effet, pour les espèces peu fidèles à leurs sites de nidification, les colonies sont très « mobiles », l'ensemble de la colonie pouvant se déplacer vers un autre site de nidification d'une année sur l'autre, ou durant une saison, en cas de dérangements par les activités de loisirs, de prédation ou d'inondation des sites et des nids (Cadiou, Pons, et Yésou 2004). De plus, pour la plupart des espèces, les sites utilisés par les colonies ne sont pas répertoriés de la même façon par les structures en charge des recensements et peuvent correspondre à des pans de falaise de plusieurs kilomètres en Manche-Mer du Nord, à de grandes îles marines considérées comme une seule unité de reproduction en Bretagne ou Normandie ou à des îlots de quelques mètres carrés en Méditerranée. Enfin, plusieurs sites de nidification proches sont généralement recensés au même moment lors d'une même session de terrain. Il semble de ce fait judicieux de regrouper ces sites dans une même unité d'échantillonnage. Par conséquent, l'échantillonnage spatial a ici été réalisé à l'échelle de localités, une localité correspondant à un ensemble de sites de nidification soumis aux mêmes pressions naturelles et anthropiques (un pan de falaises, une réserve ou un salin, un archipel d'îlots...), dont le suivi, présentant les mêmes contraintes logistiques et humaines, est réalisé lors d'une même session de terrain. A noter que les données d'évolution des effectifs sont simulées à l'échelle des sites mais que les indicateurs de tendance pour la DCSMM sont définis à l'échelle des sous-régions marines. L'échantillonnage de localités est donc compatible avec l'échelle des simulations et avec l'objectif d'obtenir des indicateurs de tendance par sous-région marine.

Les plans d'échantillonnage spatiaux testés correspondent à un tirage aléatoire pondéré des localités, les localités à fort effectif ayant une probabilité de sélection plus forte, en raison de leur plus forte contribution à la dynamique globale de la population. Cette probabilité de sélection est égale au rapport moyen entre le nombre de couples nicheurs présents sur la localité considérée et le nombre de couples nicheurs de la sous-région marine correspondante. Un tirage aléatoire des localités, pondéré en fonction de leur probabilité de sélection, est alors réalisé afin d'obtenir des échantillons constitués de 25, 50 ou 75 % des localités. Pour chacun de ces plans d'échantillonnage spatiaux (25, 50 ou 75 % des localités), 50 tirages aléatoires pondérés, aboutissant à des combinaisons de localités différentes, sont réalisés. Pour chaque échantillon spatial ainsi constitué, différentes fréquences de recensements des colonies sont testées (tous les ans, tous les trois ans ou tous les six ans).

Pour les six espèces les plus susceptibles d'étendre leur distribution dans les années à venir en Mer Celtique et en Méditerranée, les plans d'échantillonnage spatiaux correspondent à un tirage aléatoire pondéré de l'ensemble des localités potentielles, c'est-à-dire les localités connues et les localités virtuelles. En pratique, il est difficile de prédire, parmi les localités jugées favorables à l'accueil d'une colonie, lesquelles seront effectivement colonisées et par combien de couples elles seront colonisées. Par conséquent, les localités potentielles virtuelles se voient attribuer une plus faible probabilité de sélection que les localités connues. Par défaut, pour une espèce donnée, la probabilité de sélection des localités virtuelles est déterminée à partir de l'ordre de grandeur de la plus faible probabilité de sélection parmi les localités connues pour cette espèce. Par exemple, si la plus faible probabilité de sélection parmi les localités connues est de 0,0005, la probabilité de sélection des localités virtuelles est de 0,0001.

Les différents plans d'échantillonnage ainsi constitués sont appliqués aux trajectoires de populations simulées (section 3.3) afin d'obtenir des jeux de données de suivis des effectifs factices à l'échelle des localités, mais décrivant au mieux ce qui pourrait être observé sur le terrain dans les années à venir. Les jeux de données sont générés, dans un premier temps, en négligeant les erreurs dans le comptage des effectifs nicheurs, puis en considérant des erreurs de comptage aléatoire de l'ordre de 10 % et de 20 % (seuils choisis à dire d'expert).

Pour explorer la capacité des plans d'échantillonnage à fournir les données permettant d'estimer des indicateurs de tendances précis et sans biais, les indicateurs de tendances à l'échelle de chaque sous-région marine sont estimés en ajustant les modèles de dynamique des populations développés précédemment aux jeux de données factices. Ces estimations des indicateurs de tendances sont alors comparées aux valeurs simulées afin de mesurer leur exactitude (pas de biais systématique dans l'estimation par rapport à la « vraie » valeur) ainsi

que leur degré de précision selon les intervalles de crédibilité à 95 % (seuil classiquement utilisé en statistique mais très conservatif, permet d'avoir un degré de certitude important sur les déclin ou les augmentations mais peut conduire, notamment dans le cas de déclin, à intervenir trop tard par exemple) et 80 % (seuil plus faible, moins conservatif, mais permettant d'alerter précocement sur d'éventuels déclin par exemple). L'exactitude des estimations est évaluée à l'aide de l'erreur quadratique moyenne relative (RMSE), un indicateur normalisé qui mesure l'écart entre la valeur simulée (I_s) et la valeur estimée par le modèle à partir des jeux de données factices (I^*). Plus sa valeur est proche de 0 et meilleure est l'estimation. Pour chaque indicateur I , le RMSE est calculé comme suit :

$$RMSE = \frac{\sqrt{(I^* - I_s)^2}}{I^*}$$

L'erreur relative moyenne (MRE) est aussi calculée, elle permet de mesurer le biais dans les estimations :

$$MRE = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \frac{I_i^* - I_s}{I_s} \begin{cases} \text{sous-estimation si MRE} < 0 \\ \text{sur-estimation si MRE} > 0 \end{cases}$$

m est la taille de l'échantillon obtenue par la méthode MCMC, I_i^* est la valeur estimée par le modèle pour la $i^{\text{ème}}$ itération et I_s est la valeur simulée. Un MRE négatif traduit une sous-estimation d'autant plus importante que la valeur du MRE est faible. À l'inverse, un MRE positif traduit une surestimation d'autant plus importante que la valeur du MRE est forte. En l'absence de biais, la valeur du MRE est proche de zéro.

L'ensemble de cette procédure (simulation de données, de plans d'échantillonnage, etc.), bien que coûteuse en termes de temps, permet de déterminer, pour chaque espèce, quel est le type de plan d'échantillonnage optimal au vue de sa précision et de sa sensibilité, c'est-à-dire sa capacité à détecter des tendances de population plus ou moins fortes. Seuls les types de plans d'échantillonnage aptes à détecter des déclin et des accroissements moyens de l'ordre de 2 % par an au bout de 18 ans sont jugés acceptables. Bien qu'un déclin moyen de 2 % par an puisse paraître faible, il correspond à une perte de 29 % des effectifs sur 18 ans et de 32 % des effectifs sur 20 ans (tableau 4), ce qui coïncide avec la catégorie « Vulnérable » de l'UICN selon le

critère A4 (déclin d'au moins 30 % en trois générations soit environ 20 ans pour les oiseaux marins) (UICN France 2018).

Tableau 4 : Évolution des effectifs d'une population selon différents taux de croissance interannuels moyens

| Évolution interannuelle moyenne | $\bar{\lambda}_n$ | Évolution des effectifs de la population sur | | | |
|---------------------------------|-------------------|--|--------|--------|--------|
| | | 6 ans | 12 ans | 18 ans | 24 ans |
| - 10% | 0,90 | - 34% | - 65% | - 81% | - 90% |
| - 5% | 0,95 | - 19% | - 40% | - 56% | - 68% |
| - 2% | 0,98 | - 8% | - 18% | - 29% | - 36% |
| - 1% | 0,99 | - 4% | - 10% | - 15% | - 20% |
| + 1% | 1,01 | + 4% | + 10% | + 17% | + 24% |
| + 2% | 1,02 | + 8% | + 22% | + 37% | + 55% |
| + 5% | 1,05 | + 22% | + 63% | + 118% | + 193% |
| + 10% | 1,10 | + 46% | + 159% | + 359% | + 714% |

Pour qu'un déclin ou un accroissement soit détecté statistiquement, le taux de croissance interannuel moyen doit être significativement différent de 1 (population stable) et supérieur à 1, dans le cas d'une population qui croît, ou inférieur à 1, dans le cas d'une population en déclin, selon les intervalles de crédibilité à 80 % ($1 \neq IC$ à 80 %) et 95 % ($1 \neq IC$ à 95 %). Un accroissement ou un déclin de 2 % correspondent cependant à des dynamiques de populations assez différentes. En effet, s'agissant de taux de croissance interannuels fixes dans le temps, les croissances et décroissances des effectifs sont exponentielles (le taux de croissance interannuel est multiplicatif). De ce fait, il est plus aisé de détecter une augmentation exponentielle (plus on avance dans le temps plus la différence d'effectif absolue est marquée d'une année à l'autre) qu'un déclin exponentiel (plus on avance dans le temps moins la baisse absolue est forte). Ainsi, un plan d'échantillonnage donné peut être apte à détecter un accroissement mais totalement inadapté dans le cas d'un déclin et inversement. Le plan d'échantillonnage retenu doit par conséquent être capable de détecter à la fois un accroissement et un déclin. De plus, nous avons décidé que le RMSE, qui mesure l'erreur de l'estimation, devait avoir une valeur inférieure ou égale à 2 %, valeur qui correspond à la force de l'effet que nous cherchons à détecter. D'autre part, bien que ne constituant pas un critère de décision, le MRE, qui informe sur le sens du biais, a également été examiné (pour rappel : sous-estimation si $MRE < 0$ et surestimation si $MRE > 0$).

Pour chaque type de plan d'échantillonnage spatial, 50 combinaisons des localités différentes ont été considérées. Dans cette situation, nous avons examiné le pourcentage de

combinaisons respectant les conditions précédentes et estimé qu'un type de plan d'échantillonnage était considéré comme pertinent lorsque ce pourcentage était d'au moins 75 %.

3.4. Etape 4 : élaboration d'une stratégie d'échantillonnage pour chaque sous-région marine

Les types de plans d'échantillonnage retenus informent sur l'effort spatial (proportion de localités à recenser) et temporel (fréquence des suivis à mener) devant être mis en œuvre pour chacune des espèces à l'échelle de chaque sous-région marine. Ces informations sont alors mobilisées afin d'élaborer une stratégie d'échantillonnage globale des colonies pour l'ensemble des 14 espèces pour chaque sous-région marine de la DCSMM.

Cette stratégie repose sur un échantillonnage aléatoire pondéré des localités pour les espèces pour lesquelles un type de plan d'échantillonnage spatial est retenu. Une probabilité de sélection est affectée à chacune des localités en fonction sa contribution à la dynamique globale de la population de l'espèce considérée, dans la sous-région marine considérée, sur la période 2000-2016.

Plusieurs espèces pouvant s'établir sur une même localité et les recensements pouvant, dans la majorité des cas, être conduits simultanément, il convient de tenir compte, dans la sélection des localités d'une espèce donnée, des localités sélectionnées pour les autres espèces. Pour ce faire, les espèces sont traitées les unes après les autres, l'ordre dans lequel les espèces sont traitées étant choisi aléatoirement. Pour une espèce donnée, le nombre de localités sélectionnées correspond alors au nombre minimal de localités devant être suivies (déterminé à partir du pourcentage d'échantillonnage optimal) auquel on soustrait le nombre de localités déjà sélectionnées pour le suivi des autres espèces. Pour éviter d'échantillonner des localités qui contribuent très peu à la dynamique de l'espèce, les localités qui sont échantillonnées pour les espèces précédentes, mais qui contribuent à moins de 1 % à la dynamique globale de l'espèce considérée ne sont pas retenues dans ce calcul. Par exemple si une localité est sélectionnée pour la Sterne pierregarin et qu'elle accueille uniquement quelques couples de Goéland railleur alors cette localité n'est pas décomptée du nombre de localités à échantillonner pour le Goéland railleur. Pour chaque sous-région marine, 1000 stratégies d'échantillonnage, correspondant à différentes combinaisons de localités (et ordre d'examen des espèces), sont ainsi élaborées.

Dans un second temps, il a été demandé à chaque fournisseur de données de renseigner les coûts et les contraintes associées aux recensements des colonies et à l'estimation de la productivité en jeunes sur chaque localité sous forme d'indices (Annexe 1a). Le coût du recensement (COU) synthétise *a priori* les informations disponibles et est apparue comme une information particulièrement pertinente pour attribuer un « poids » à chaque stratégie d'échantillonnage et sélectionner une stratégie optimale. Le poids global de chaque stratégie d'échantillonnage proposée est donc calculé comme la somme des coûts associés au recensement des différentes espèces dans les localités à échantillonner. Ce proxy du coût global de la stratégie considérée est alors utilisé pour déterminer celle qui apparaît comme optimale, c'est-à-dire celle présentant le poids le plus faible. Lorsque plusieurs stratégies présentent un poids similaire, l'accessibilité des localités (ACC) est utilisée pour identifier la stratégie optimale.

3.5 Productivité en jeunes

En ce qui concerne la stratégie d'échantillonnage pour la reproduction, nous ne disposons que de peu de données. Ces données ne concernaient que quelques espèces, presque toutes étaient limitées à la seule sous-région marine Méditerranée, avec de nombreuses données manquantes et sur des durées relativement limitées. Nous n'avons de ce fait pas pu entreprendre une démarche aussi détaillée que mise en œuvre pour les effectifs.

Nous avons cependant conduit un travail exploratoire pour tirer de grandes généralités sur la démarche d'échantillonnage à mettre en œuvre sur ce paramètre. Pour ce travail nous avons sélectionné trois espèces à savoir le Goéland railleur, la Sterne pierregarin et le Cormoran huppé qui présentaient des données assez nombreuses, sur plusieurs années, et représentaient aussi un gradient de productivité (faible pour la sterne, moyen pour le goéland et plus élevé pour le cormoran).

Pour chacune de ces espèces nous avons estimé la productivité moyenne sur l'ensemble des données dont nous disposons (pondérée par les effectifs). Nous avons aussi estimé la variance interannuelle de la productivité sur l'ensemble des données disponible de chaque année. A noter que du fait de l'hétérogénéité de la productivité sur les colonies, une partie de cette variabilité peut être liée à de la variabilité dans les colonies échantillonnées. Nous avons aussi estimé la variabilité inter-colonies de la productivité moyenne sur l'ensemble des années. Là aussi une partie de cette variance peut être la résultante de déséquilibre d'échantillonnage des années pour

certaines colonies. Enfin nous avons estimé la variance intra-annuelle de la productivité entre colonies pour une année donnée (celle pour laquelle nous avons le plus de colonies).

A partir de cette productivité moyenne et ces différentes variances nous avons simulé 200 jeux de données de productivité pour 20 colonies « virtuelles » sur 18 ans. Les effectifs de ces colonies étaient tirés dans la distribution des effectifs des colonies réelles recensées. Sur les 18 ans, nous avons simulé une tendance à la baisse et à la hausse de 2 % de la productivité moyenne. Pour chaque année nous avons simulé une productivité moyenne en se basant sur celle prédite par la tendance de fond mais en y ajoutant une variabilité interannuelle estimée sur les données disponibles. Les productivités d'une colonie donnée une année donnée ont alors été simulées en utilisant la productivité moyenne à l'échelle de la population en incluant les deux sources de variances estimées précédemment (la variance inter-colonie sur l'ensemble des années et la variance intra-annuelle de la productivité entre colonies). Contrairement aux données des effectifs qui ont été analysées avec un modèle spécifique permettant de gérer l'autocorrélation temporelle mais aussi spatiale dans les séries de données, ici les variances ont été estimées directement à partir des données brutes.

A partir de ces jeux de données simulés, nous avons simulé des plans d'échantillonnage combinant un nombre de colonie échantillonné de 2, 4, 6, 8, 10, 15 ou 20 colonies et un pas de temps entre les relevés de 1, 3 ou 6 ans (uniquement pour le cormoran pour ce dernier pas de temps). Les colonies ne sont pas échantillonnées au hasard mais elles sont échantillonnées en fonction de leurs effectifs de reproducteurs (dans l'ordre décroissant de leurs effectifs). Nous nous sommes limités à simuler l'échantillonnage de 20 colonies alors que quelques espèces peuvent en présenter plus à l'échelle d'une sous-région marine. Cependant, le suivi de la productivité de plus de 20 colonies à l'échelle d'une sous-région nous semblait être déjà un budget très conséquent.

Nous avons utilisé ces jeux de données virtuels pour estimer la pente de la productivité au cours du temps en utilisant un modèle linéaire généralisé à effet aléatoire (GLMM) incluant un effet aléatoire « colonie » et « année ». Ce modèle est basé sur une loi de Poisson. Il modélise le nombre de jeune produit et les effectifs d'adultes sont inclus en offset (avec une transformation log).

Nous avons alors calculé le biais moyen sur la pente (RME), la précision des estimations de la pente (RMSE) et la probabilité que les intervalles de confiance à 95 % et 80 % incluent ou non la valeur 1 (stabilité des paramètres de reproduction), de la même manière que ce qui a été réalisé pour les effectifs.

Toutes les analyses de reproduction sont réalisées sous l'environnement R, en particulier avec le package lme4.

.

4. Résultats

4.1 Etape 1 : analyses descriptives des variations d'effectifs des colonies

L'examen des données manquantes nous a permis de déterminer les périodes et les zones à retenir pour la modélisation des taux de croissance interannuels réels. Un exemple des figures utilisées pour cette étape est présenté en Figure 2. Les figures pour l'ensemble des espèces sont disponibles en Annexe 1.

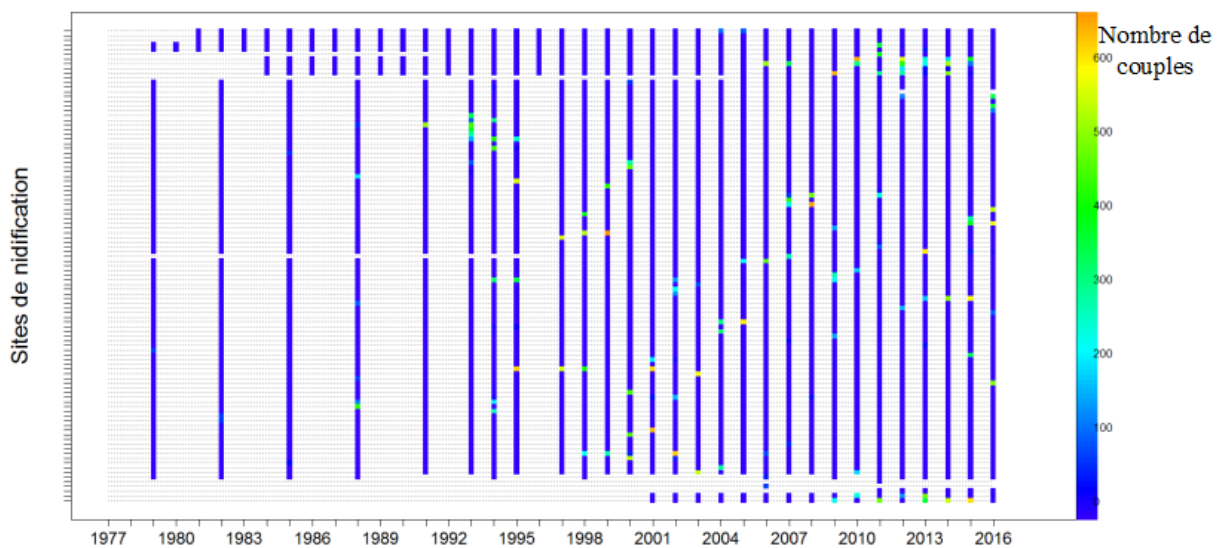


Figure 2: Représentation graphique permettant de visualiser la répartition temporelle et spatiale des données manquantes dans les séries de comptage : séries obtenues pour le Goéland railleur en Méditerranée après reconstitution des valeurs manquantes. Pour chaque site de nidification, les points en dégradé correspondent aux années pour lesquelles l'information sur l'abondance des effectifs nicheurs est disponible et les zones blanches aux valeurs manquantes

L'examen de l'évolution des répartitions des effectifs des différentes espèces nous a aussi permis d'anticiper sur le type de plan d'échantillonnage à retenir pour chaque espèce. Un exemple des figures réalisées pour cet examen est présenté en figure 3. L'ensemble des figures pour les différentes espèces est disponible en annexe 1.

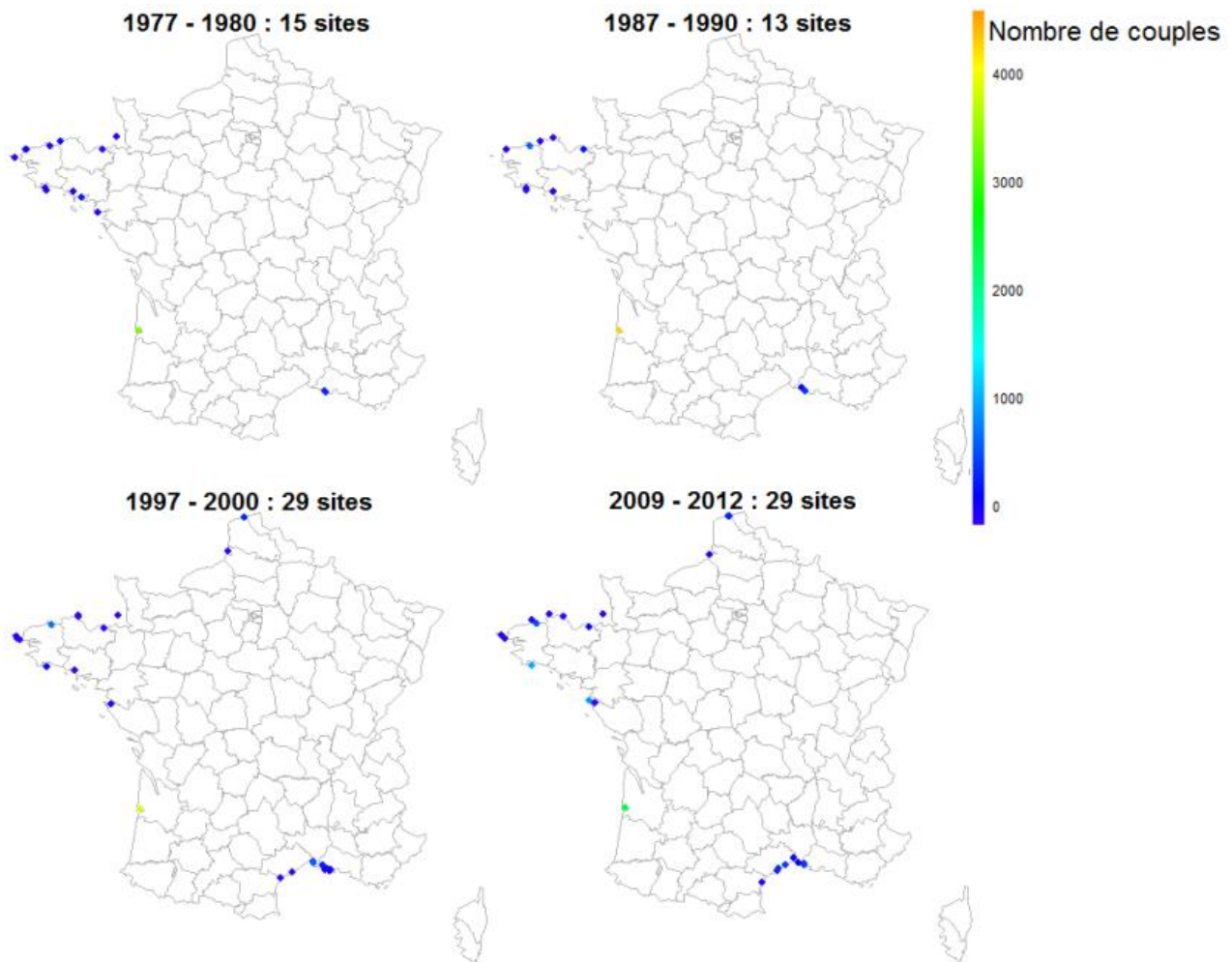


Figure 3 : Représentation cartographique de l'évolution de la répartition de la Sterne caugek à partir des données de suivis des colonies (pour plus de visibilité, seules les données des recensements décennaux sont ici représentées).

L'examen détaillé de ces deux informations (données manquantes, évolution des répartitions) nous a conduit à retenir des périodes d'analyses pour chaque espèce et chaque sous-région marine (tableau 5) de façon à obtenir des jeux de données temporellement homogènes, à l'échelle des sous-régions marines, incluant un maximum de sites de nidification tout en minimisant les valeurs manquantes.

Enfin l'examen de l'évolution au cours des années du nombre de localités connues pour chaque espèce et chaque sous-région marine nous a permis de déterminer une liste de six espèces pour lesquelles il sera nécessaire de développer des simulations spécifiques incluant la colonisation de localités virtuelles. Un exemple de ces figures pour les espèces présentant les plus fortes augmentations encore en cours est présenté figure 4.

Tableau 5 : Synthèse des données disponibles pour chacune des 14 espèces modèles à l'échelle des sous-régions marines (SRM : GdG : Golfe de Gascogne ; MC : Mer Celtique ; MMdN : Manche – Mer du Nord ; MED : Méditerranée). Un site de nidification correspond à l'unité géographique considérée pour le comptage des effectifs nicheurs. Une localité correspond à plusieurs sites de nidification soumis aux mêmes pressions naturelles et anthropiques et dont la prospection durant le suivi nécessite une ou deux sessions de terrain et présente les mêmes contraintes logistiques et humaines.

| Espèce | SRM | Nombre de sites de nidification | Nombre de localités | Nombre de couples maximal | Nombre de sites analysés | Période analysée |
|-----------------------|------|---------------------------------|---------------------|---------------------------|--------------------------|--|
| Macareux moine | MC | 7 | 4 | 800 | 6 | 1993-2016 |
| Guillemot de Troïl | MC | 7 | 5 | 371 | 6 | 1995-2016 |
| Goéland brun | GdG | 134 | 131 | 9533 | 50 | Recensements décennaux de 1988, 1998 et 2010 |
| | MC | 202 | 184 | 10283 | 109 | |
| | MMdN | 69 | 60 | 1669 | 23 | |
| Goéland railleur | GdG | 1 | 1 | 1 | 0 | Non analysé |
| | MED | 101 | 17 | 1194 | 92 | 1988 à 2016 |
| Goéland leucophée | GdG | 43 | 36 | 449 | 12 | 1988 à 2016 |
| | MED | 1002 | 206 | 35667 | 773 | 2006, 2009, 2012, 2015 |
| Mouette mélanocéphale | GdG | 12 | 11 | 2398 | 6 | 1997 à 2016 |
| | MMdN | 13 | 12 | 1081 | 4 | |
| | MED | 171 | 27 | 6020 | 154 | |
| Mouette tridactyle | GdG | 7 | 6 | 399 | 0 | Non analysé |
| | MC | 8 | 7 | 1681 | 3 | 1978 à 2016 |
| | MMdN | 8 | 6 | 4653 | 7 | |
| Sterne pierregarin | GdG | 97 | 95 | 2094 | 26 | 2001 à 2016 |
| | MC | 127 | 119 | 830 | 99 | |
| | MMdN | 8 | 8 | 1442 | 6 | |
| | MED | 719 | 78 | 2789 | 675 | |
| Sterne caugek | GdG | 14 | 14 | 6656 | 11 | 1988 à 2016 |
| | MC | 25 | 25 | 1461 | 21 | |
| | MMdN | 5 | 4 | 1001 | 4 | |
| | MED | 89 | 18 | 2920 | 71 | |
| Océanite tempête | GdG | 4 | 4 | 60 | 0 | Non analysé |
| | MC | 18 | 15 | 1084 | 13 | 1996 à 2016 |
| | MED | 5 | 5 | 160 | 0 | Non analysé |
| Fulmar boréal | GdG | 5 | 5 | 17 | 0 | Non analysé |
| | MC | 21 | 15 | 307 | 13 | 2007 à 2016 |
| | MMdN | 35 | 35 | 768 | 22 | 2004 à 2015 |
| Puffin des Anglais | GdG | 4 | 4 | 5 | 0 | Non analysé |
| | MC | 5 | 3 | 323 | 4 | 1997 à 2016 |
| Grand cormoran | GdG | 13 | 13 | 796 | 8 | 2010 à 2016 |
| | MC | 41 | 41 | 738 | 18 | 1988 à 2016 |
| | MMdN | 31 | 30 | 1809 | 20 | |
| | MED | 13 | 13 | 176 | 13 | |
| Fou de Bassan | MC | 1 | 1 | 22388 | 1 | 1985 à 2016 |
| | MMdN | 1 | 1 | 3 | 0 | Non analysé |
| | MED | 3 | 3 | 6 | 0 | Non analysé |

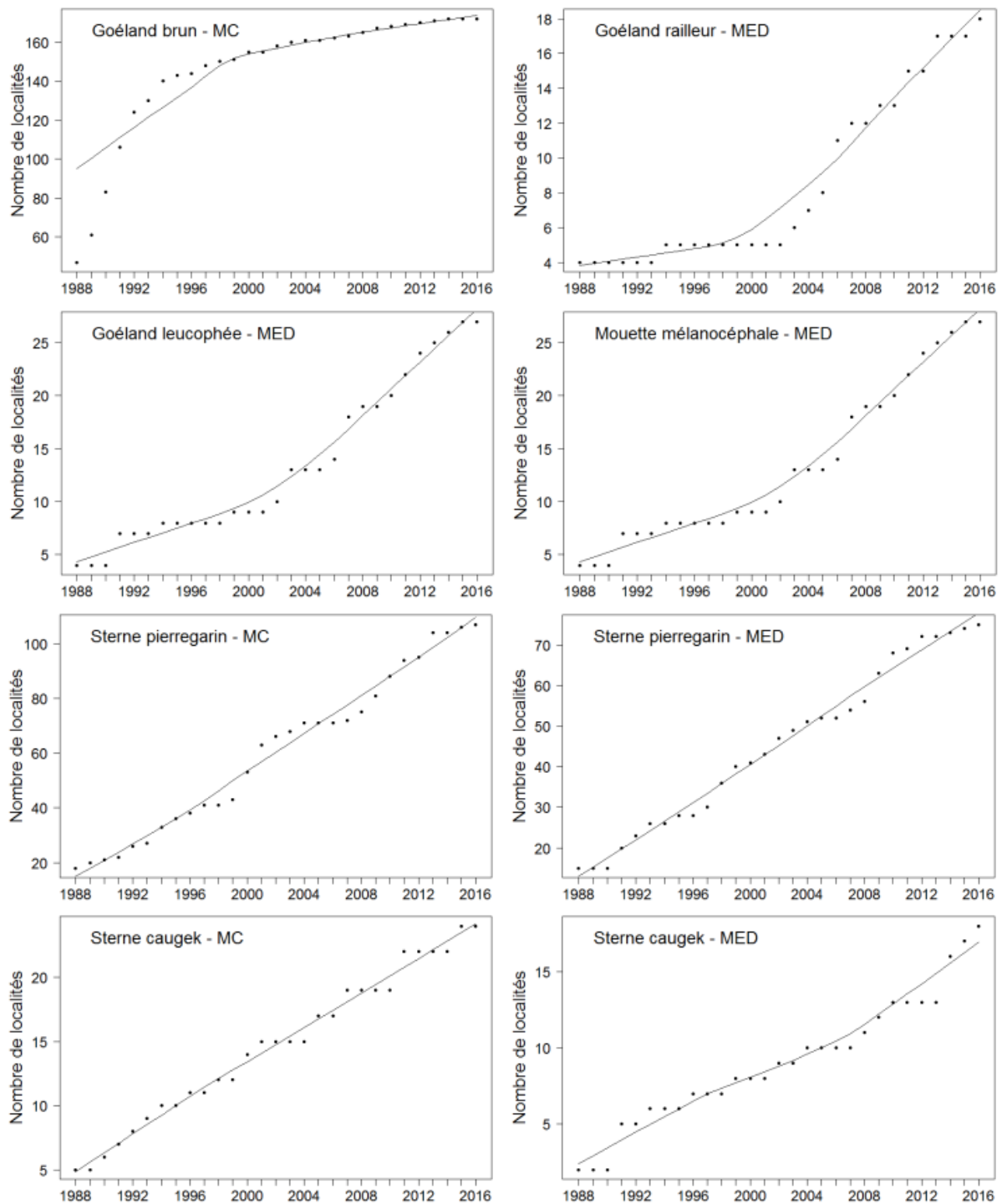


Figure 4 : Évolution au cours des années du nombre cumulé de localités utilisées au moins une fois par les espèces qui ne montrent pas d'asymptote. MC : Mer Celtique ; MED : Méditerranée.

4.2. Etape 2 : Modélisation des tendances démographiques

Les taux de persistance et de colonisation des colonies, de même que les variances spatiales et temporelles des taux de croissance interannuelle à l'échelle des sites, estimés par les modèles de dynamique des populations, pour chacune des 14 espèces dans chaque sous-région marines, sont indiqués dans le tableau 6. Ces valeurs sont celles utilisées pour simuler les trajectoires de population.

Avertissement : Il est très important de noter que ces paramètres sont indicatifs. En effet, les jeux de données utilisés ne sont pas représentatifs de l'ensemble de la dynamique de chaque espèce à l'échelle de chaque sous-région marine sur le moyen/long-terme puisqu'une sélection, parfois drastique, a dû être réalisée pour ne pas avoir trop de données manquantes dans les données réelles à modéliser (voir méthodes). Ces valeurs ne doivent donc pas être utilisées pour tirer des conclusions à l'échelle nationale sur les tendances passées. Elles ne sont pas interprétables telles quelles mais permettent d'approcher de manière globale le type de dynamique spatio-temporelle de ces espèces (notamment les variances spatiales et temporelles des taux de croissance interannuels dont nous avons besoin pour les simulations). Les taux de croissances interannuels, qui sont probablement les plus biaisés, ne sont, quant à eux, pas utilisés dans les simulations puisqu'ils sont fixés (-2 %, -5 %...).

La variance spatiale des taux de croissance interannuels moyens (s_r^2) mesure l'amplitude des disparités dans les tendances d'évolution moyenne des effectifs entre les sites de nidification d'une même sous-région marine. Une variance spatiale élevée reflète des évolutions moyennes des effectifs très contrastées entre les sites. Une variance proche de 0 indique des évolutions moyennes des effectifs similaires entre sites.

La variance temporelle des taux de croissance interannuels mesure l'amplitude des fluctuations interannuelles autour de l'évolution moyenne des effectifs nicheurs, au sein d'un même site de nidification (σ_i^2) ou d'une même sous-région marine (σ_r^2). Plus la variance temporelle est élevée et plus les fluctuations interannuelles des effectifs sont importantes. Une variance proche de 0 indique une évolution régulière de la population (Figure 5).

Tableau 6 : Paramètres démographiques et tendances des effectifs estimés par les modèles de dynamique des populations pour chaque espèce à l'échelle des sous-régions marines (r) et des sites de nidification (i). *Tendance moyenne de la sous-région marine : ~ croissance/déclin inférieur à 1% par an, +/- croissance/déclin entre 1% et 5% par an, ++/-- croissance/déclin entre 5% et 10% par an, +++/-- croissance/déclin supérieur à 10% par an. GdG : Golfe de Gascogne ; MC : Mer Celtique ; MMdN : Manche - Mer du Nord ; MED : Méditerranée.*

| Espèce | SRM | Variance spatiale s_r^2 | Variance temporelle σ_r^2 | Variance temporelle σ_i^2 | Tendance moyenne | Probabilité de persistance φ_i | Probabilité de colonisation γ |
|-----------------------|------|---------------------------|----------------------------------|----------------------------------|------------------|--|--------------------------------------|
| Macareux moine | MC | 0.002 | 0.025 | [0;0.229] | - | [0.388;0.964] | 0.074 |
| Guillemot de Troïl | MC | 0.007 | 0.013 | [0.015;0.652] | + | [0.359;0.965] | 0.068 |
| Goéland brun | GdG | 0.007 | 0.001 | [0;1.334] | ~ | [0.269;0.958] | 0.363 |
| | MC | 0.007 | 0.017 | [0;0.937] | - | [0.185;0.964] | |
| | MMdN | 0.007 | 0.004 | [0;0.843] | + | [0.237;0.966] | |
| Goéland railleur | MED | 27.706 | 0.139 | [0;8.893] | + | [0.245;0.733] | 0.046 |
| Goéland leucopnée | GdG | 0.016 | 0.097 | [0;0.993] | ++ | [0.392;0.969] | 0.242 |
| | MED | 1.069 | 0.01 | [0;2.798] | -- | [0.239;0.956] | |
| Mouette mélanocéphale | GdG | 0.115 | 1.561 | [0;2.597] | +++ | [0.283;0.916] | 0.047 |
| | MMdN | 0.022 | 2.217 | [0.104;2.17] | -- | [0.503;0.872] | |
| | MED | 7900.369 | 0.118 | [0;30.644] | ++ | [0.22;0.793] | |
| Mouette tridactyle | MC | 0.007 | 0.146 | [0.15;1.02] | - | [0.466;0.966] | 0.132 |
| | MMdN | 0.013 | 0.035 | [0.043;1.819] | ++ | [0.854;0.965] | |
| Sterne pierregarin | GdG | 0.021 | 0.017 | [0.003;3.07] | + | [0.344;0.962] | 0.069 |
| | MC | 0.297 | 0.033 | [0;3.575] | - | [0.243;0.961] | |
| | MMdN | 0.205 | 0.331 | [0;1.403] | +++ | [0.37;0.962] | |
| | MED | 0.885 | 0.007 | [0;9.834] | + | [0.137;0.952] | |
| Sterne caugek | GdG | 0.116 | 0.016 | [0;1.392] | + | [0.241;0.962] | 0.052 |
| | MC | 0.049 | 0.119 | [0;6.092] | --- | [0.13;0.961] | |
| | MMdN | 0.004 | 0.399 | [0;7.869] | - | [0.288;0.87] | |
| | MED | 0.082 | 0.19 | [0;7.729] | ++ | [0.261;0.76] | |
| Océanite tempête | MC | 0.005 | 0.019 | [0.03;0.78] | + | [0.405;0.959] | 0.436 |
| | MED | NA | NA | NA | NA | [0.38;0.842] | |
| Fulmar boréal | MC | 0.017 | 0.006 | [0.014;1.527] | - | [0.301;0.967] | 0.276 |
| | MMdN | 0.007 | 0.029 | [0;1.658] | - | [0.351;0.959] | |
| Puffin des Anglais | MC | 0.005 | 0.034 | [0.022;0.116] | + | [0.679;0.962] | 0.523 |
| Grand cormoran | GdG | 0.049 | 0.071 | [0;5.617] | ++ | [0.497;0.9] | 0.119 |
| | MC | 0.024 | 0.009 | [0;1.205] | + | [0.279;0.959] | |
| | MMdN | 0.005 | 0.008 | [0;0.437] | - | [0.336;0.963] | |
| | MED | 0.173 | 0.271 | [0;1.261] | +++ | [0.36;0.792] | |
| Fou de Bassan | MC | NA | 0.005 | 0.005 | + | 0.96 | 0.608 |

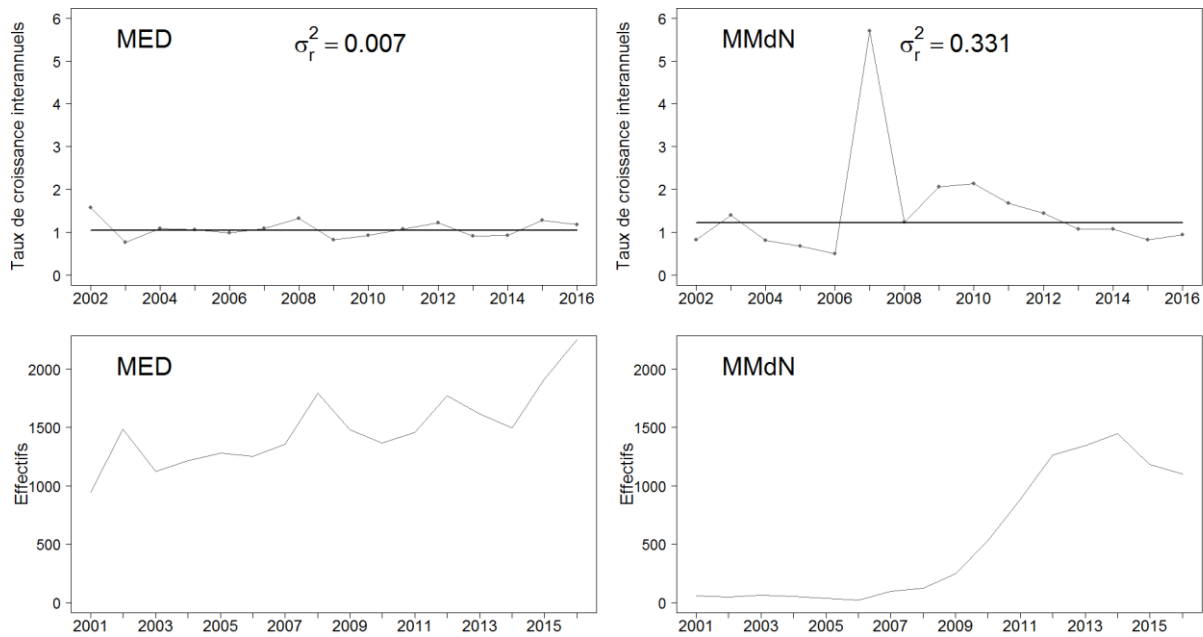


Figure 5 : Taux de croissance interannuels et évolution des effectifs nicheurs de la Sterne pierregarin en Méditerranée (MED) et en Manche – Mer du Nord (MMdN). (σ_r^2) est la variance temporelle des taux de croissance interannuels à l'échelle de la sous-région marine.

4.3 Etape 3 : Simulation des trajectoires de population et test des scénarios d'échantillonnage

Les types de plan d'échantillonnage retenus pour chacune des 14 espèces modèles dans chaque sous-région marine sont résumés dans le tableau 7. Les résultats détaillés obtenus pour les différents types de plans d'échantillonnage testés pour chacune des espèces qui ont servi de base à la construction de ce tableau sont résumés dans les Tableaux 8 à 26 (l'explication détaillée des éléments présentés dans ces tableaux sont en Annexe 3) ; les résultats détaillés complets sont donnés en Annexe 4 et les figures correspondantes en Annexe 5.

Tableau 7 : Types de plan d'échantillonnage retenus pour le suivi de chacune des 14 espèces modèles à l'échelle des sous-régions marines

| Espèce | Golfe de Gascogne | Mer Celtique | Manche - Mer du Nord | Méditerranée |
|-----------------------|--|---|--|---|
| Macareux moine | - | 100% des localités connues Tous les 6 ans | - | - |
| Guillemot de Troïl | - | 100% des localités connues Tous les 6 ans | - | - |
| Goéland brun | 100% des localités connues Tous les 6 ans | 50% des localités potentielles Tous les 6 ans | 75% des localités connues Tous les 6 ans | - |
| Goéland railleur | - | - | - | 100% des localités potentielles Tous les 6 ans |
| Mouette mélanocéphale | 100% des localités connues Tous les ans | - | 100% des localités connues Tous les 6 ans | 100% des localités potentielles Tous les 6 ans |
| Goéland leucophée | 75% des localités connues Tous les 6 ans | - | - | 75% des localités potentielles Tous les 6 ans |
| Mouette tridactyle | - | 100% des localités connues Tous les 6 ans | 100% des localités connues Tous les 6 ans | - |
| Sterne pierregarin | 75% des localités connues Tous les 6 ans | 100% des localités potentielles Tous les 6 ans | 100% des localités connues Tous les 6 ans | 75% des localités potentielles Tous les 6 ans |
| Sterne caugek | 50% des localités connues Tous les 6 ans | 75% des localités potentielles Tous les 6 ans | 100% des localités connues Tous les 6 ans | 100% des localités potentielles Tous les 6 ans |
| Océanite tempête | - | 100% des localités connues Tous les 6 ans | - | Déficit de données |
| Fulmar boréal | - | 50% des localités connues Tous les 6 ans | 50% des localités connues Tous les 6 ans | - |
| Puffin des Anglais | - | 100% des localités connues Tous les 6 ans | - | - |
| Grand cormoran | 100% des localités connues Tous les 6 ans | 75% des localités connues Tous les 6 ans | 75% des localités connues Tous les 6 ans | 100% des localités connues Tous les 6 ans |
| Fou de Bassan | - | 100% des localités connues Tous les 6 ans | - | - |

Le Macareux moine, le Guillemot de Troïl, le Puffin des Anglais et le Fou de Bassan ne se reproduisant que sur un petit nombre de localités (inférieur ou égal à 5), seuls des plans d'échantillonnage temporels ont été explorés. Les résultats indiquent qu'un suivi exhaustif tous les six ans est suffisant pour détecter les tendances de population et fournir les données nécessaires à l'estimation d'indicateurs fiables et précis. Les taux de croissance $\bar{\lambda}_{18}$ estimés sont

significativement différents de 1 pour une évolution de +2 % et de -2 % par an ($1 \neq \text{IC}$ à 80 % et $1 \neq \text{IC}$ à 95 %) et l'erreur d'estimation est systématiquement inférieure à 2 % selon le RMSE.

Pour les autres espèces, à plus large répartition, les résultats indiquent qu'un suivi spatialement exhaustif des localités s'avère recommandé pour les espèces présentant peu de colonies stables dans le temps en raison d'une grande mobilité de leurs colonies. C'est le cas du Goéland railleur, de la Mouette mélanocéphale, du Goéland brun dans le Golfe de Gascogne (voir cependant le commentaire plus loin concernant la fiabilité des résultats et des conclusions pour cette espèce), de la Sterne pierregarin en Mer Celtique et en Manche - Mer du Nord, de la Sterne caugek en Manche - Mer du Nord et en Méditerranée et du Grand cormoran dans le Golfe de Gascogne et en Méditerranée. Comme le montrent les données historiques, ces espèces peuvent en effet s'établir sur des localités n'ayant jamais été occupées et y disparaître l'année suivante ou après quelques années d'occupation. De plus, en Manche - Mer du Nord, les deux espèces de sternes ne se reproduisent que sur un petit nombre de localités (quatre localités pour la Sterne caugek et huit localités pour la Sterne pierregarin), un échantillonnage spatial ne semble donc pas pertinent.

Un recensement spatialement exhaustif des colonies s'avère également recommandé pour les espèces dont les colonies peu nombreuses présentent des tendances de leurs effectifs très contrastées, comme la Mouette tridactyle et l'Océanite tempête (tableau 7). En effet pour ces espèces, l'échantillonnage de quelques colonies au sein d'un ensemble de colonies présentant des trajectoires hétérogènes peut rapidement conduire à surestimer ou sous-estimer les taux de croissance interannuels à l'échelle de la sous-région marine.

Un échantillonnage spatial des colonies peut être envisagé pour les espèces présentant des tendances de population relativement homogènes dans leur sous-région marine, comme le Fulmar boréal et le Goéland leucophaée, ainsi que pour les espèces qui, bien que mobiles, présentent quelques localités importantes et stables dans le temps qui tirent la dynamique de l'espèce à l'échelle de la sous-région marine, telles que le Grand cormoran en Mer Celtique et en Manche - Mer du Nord, le Goéland brun en Mer Celtique et en Manche - Mer du Nord, la Sterne pierregarin dans le Golfe de Gascogne et en Méditerranée et la Sterne caugek dans le Golfe de Gascogne et en Mer Celtique. Cependant, les résultats obtenus pour la Sterne caugek dans le Golfe de Gascogne sont à prendre avec précaution. En effet, selon les données, cette espèce présente deux colonies de plus de 1 000 couples stables dans le temps, le banc d'Arguin et l'île aux Moutons. Or, la colonie du banc d'Arguin ayant disparu en 2019, le type de plan

d'échantillonnage retenu pour cette espèce dans le Golfe de Gascogne n'est peut-être plus approprié à cette nouvelle situation.

D'un point de vue temporel, il apparaît que, quel que soit le type de plan d'échantillonnage spatial retenu, un suivi tous les six ans soit suffisant pour détecter les tendances de population à l'échelle de chaque sous-région marine dans le but de répondre aux objectifs de la DCSMM. Une exception cependant, la Mouette mélanocéphale dans le Golfe de Gascogne pour laquelle un suivi annuel de toutes les localités est préconisé. Ce résultat est lié au fait que les variations interannuelles des effectifs sont relativement faibles pour ces espèces longévives. Le gain de recensements plus fréquents est donc minime pour répondre à un besoin d'évaluation de leurs populations à l'échelle des sous-régions marines et avec un rapportage tous les six ans dans le cadre de la DCSMM.

Les résultats obtenus pour le Goéland brun sont à considérer avec précaution. Cette espèce faisant l'objet de peu de suivis réguliers, seules les données issues des recensements décennaux de 1988, 1998 et 2010 ont été utilisées pour estimer les variations spatio-temporelles dans l'évolution des effectifs nicheurs. Ainsi, les variances spatiales et temporelles utilisées pour simuler les trajectoires de populations sont probablement peu fiables.

D'autre part, il n'a pas été possible de définir un type de plan échantillonnage fiable pour l'Océanite tempête en Méditerranée. En effet, le statut de cette espèce dans cette région est encore très mal connu et les données actuellement disponibles ne permettent pas d'estimer les variances spatiales et temporelles associées aux tendances de population. Compte tenu des résultats obtenus pour la Mer Celtique, il est recommandé de réaliser un suivi exhaustif des colonies d'Océanite tempête en Méditerranée au moins tous les 6 ans.

Il est intéressant de noter que les taux d'erreurs dans les comptages, qu'ils soient de 10 % ou 20 %, ne modifient pas les conclusions sur les plans d'échantillonnage (notamment temporels) à mettre en œuvre dans le cadre de la DCSMM. Ceci est sans doute lié au fait que l'amplitude des effets recherchés - au minimum -2 % ou +2 % de changement interannuel sur une période de 18 ans, soit une baisse de 29 % et une hausse de 40 % - est supérieure aux erreurs de comptage. Par ailleurs, les erreurs de comptages sont considérées comme aléatoires spatialement et temporellement. L'échantillonnage de plusieurs colonies conduit donc à une erreur moyenne à l'échelle de la sous-région marine plus faible que l'erreur maximale potentielle sur chaque colonie.

Tableau 8 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage temporels appliqués aux populations de Macareux moine

| | | Mer Celtique | | | | | |
|----------|---------------------|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 3 (6) | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | Oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | Oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | Oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 3 | 1 ≠ IC à 95% | Oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | Oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | Oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 6 | 1 ≠ IC à 95% | Oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | Oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | Oui | oui | oui | Oui | oui | oui |

Tableau 9 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage temporels appliqués aux populations de Guillemot de Troïl

| | | Mer Celtique | | | | | |
|----------|---------------------|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 5 (6) | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 3 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 6 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |

Tableau 10 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage temporels appliqués aux populations de Puffin des Anglais

| | | Mer Celtique | | | | | |
|----------|---------------------|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 3 (5) | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 3 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 6 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |

Tableau 11 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage temporels appliqués aux populations de Fou de Bassan

| | | Mer Celtique | | | | | |
|----------|---------------------|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 1 (1) | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 3 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 6 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |

Tableau 12 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués aux populations de Mouette tridactyle

| | | Mer Celtique | | | | | | Manche – Mer du Nord | | | | | |
|----------|---------------------|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|----------------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 7 (7) | | | | | | 6 (7) | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 3 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 6 | IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 75% - 1 | Nombre de localités | 5 (5) | | | | | | 4 (4 - 5) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 28% (14) | | 28% (14) | | 28% (14) | | 38% (19) | | 38% (19) | | 38% (19) | |
| | Combinaisons à 95% | 28% (14) | | 28% (14) | | 28% (14) | | 40% (20) | | 40% (20) | | 40% (20) | |
| 75% - 3 | Combinaisons à 80% | 28% (14) | | 28% (14) | | 28% (14) | | 40% (20) | | 40% (20) | | 40% (20) | |
| | Combinaisons à 95% | 28% (14) | | 28% (14) | | 28% (14) | | 40% (20) | | 40% (20) | | 40% (20) | |
| 75% - 6 | Combinaisons à 80% | 28% (14) | | 28% (14) | | 28% (14) | | 40% (20) | | 40% (20) | | 40% (20) | |
| | Combinaisons à 95% | 28% (14) | | 28% (14) | | 28% (14) | | 40% (20) | | 40% (20) | | 40% (20) | |
| 50% - 1 | Nombre de localités | 4 (4) | | | | | | 3 (3 - 4) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 10% (5) | | - | - | - | - | 0% | | - | - | - | - |
| | Combinaisons à 95% | 10% (5) | | - | - | - | - | 0% | | - | - | - | - |
| 50% - 3 | Combinaisons à 80% | 10% (5) | | - | - | - | - | - | | - | - | - | - |
| | Combinaisons à 95% | 10% (5) | | - | - | - | - | - | | - | - | - | - |
| 50% - 6 | Combinaisons à 80% | 10% (5) | | - | - | - | - | - | | - | - | - | - |
| | Combinaisons à 95% | 10% (5) | | - | - | - | - | - | | - | - | - | - |
| 25% - 1 | Nombre de localités | 2 (2) | | | | | | 2 (2 - 3) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 0% | | - | - | - | - | 0% | | - | - | - | - |
| | Combinaisons à 95% | 0% | | - | - | - | - | 0% | | - | - | - | - |
| 25% - 3 | Combinaisons à 80% | - | | - | - | - | - | - | | - | - | - | - |
| | Combinaisons à 95% | - | | - | - | - | - | - | | - | - | - | - |
| 25% - 6 | Combinaisons à 80% | - | | - | - | - | - | - | | - | - | - | - |
| | Combinaisons à 95% | - | | - | - | - | - | - | | - | - | - | - |

Tableau 14 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués aux populations de Fulmar boréal

| | | Mer Celtique | | | | | | Manche - Mer du Nord | | | | | |
|----------|---------------------|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|----------------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 14 (20) | | | | | | 35 (35) | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 3 | 1 ≠ IC à 95% | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 6 | 1 ≠ IC à 95% | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 75% - 1 | Nombre de localités | 10 (16) | | | | | | 26 (26) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 100% | | 100% | | 100% | | 98% (49) | | 98% (49) | | 98% (49) | |
| | Combinaisons à 95% | 100% | | 100% | | 100% | | 98% (49) | | 98% (49) | | 98% (49) | |
| 75% - 3 | Combinaisons à 80% | 100% | | 100% | | 100% | | 98% (49) | | 98% (49) | | 98% (49) | |
| | Combinaisons à 95% | 100% | | 100% | | 100% | | 98% (49) | | 98% (49) | | 98% (49) | |
| 75% - 6 | Combinaisons à 80% | 100% | | 100% | | 100% | | 98% (49) | | 98% (49) | | 98% (49) | |
| | Combinaisons à 95% | 100% | | 100% | | 100% | | 98% (49) | | 98% (49) | | 98% (49) | |
| 50% - 1 | Nombre de localités | 7 (10 - 13) | | | | | | 18 (18) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 88% (44) | | 88% (44) | | 88% (44) | | 84% (42) | | 82% (41) | | 82% (41) | |
| | Combinaisons à 95% | 88% (44) | | 88% (44) | | 88% (44) | | 84% (42) | | 80% (40) | | 80% (40) | |
| 50% - 3 | Combinaisons à 80% | 94% (47) | | 90% (45) | | 90% (45) | | 88% (44) | | 90% (45) | | 90% (45) | |
| | Combinaisons à 95% | 94% (47) | | 90% (45) | | 90% (45) | | 86% (43) | | 88% (44) | | 88% (44) | |
| 50% - 6 | Combinaisons à 80% | 94% (47) | | 94% (47) | | 94% (47) | | 90% (45) | | 88% (44) | | 88% (44) | |
| | Combinaisons à 95% | 94% (47) | | 94% (47) | | 94% (47) | | 88% (44) | | 88% (44) | | 88% (44) | |
| 25% - 1 | Nombre de localités | 4 (4 - 10) | | | | | | 9 (9) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 36% (18) | | 34% (17) | | 34% (17) | | 6% (3) | | 6% (3) | | 6% (3) | |
| | Combinaisons à 95% | 36% (18) | | 34% (17) | | 34% (17) | | 6% (3) | | 6% (3) | | 6% (3) | |
| 25% - 3 | Combinaisons à 80% | 66% (33) | | 60% (30) | | 60% (30) | | - | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 66% (33) | | 60% (30) | | 60% (30) | | - | | - | | - | |
| 25% - 6 | Combinaisons à 80% | 64% (32) | | 64% (32) | | 64% (32) | | - | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 62% (31) | | 62% (31) | | 62% (31) | | - | | - | | - | |

Tableau 4 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués aux populations de Goéland brun de Mer Celtique

| | | Mer Celtique | | | | | |
|----------|---------------------|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 201 | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | Oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | Oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | Oui |
| 100% - 3 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | Oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | Oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | Oui |
| 100% - 6 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | Oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | Oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | Oui |
| 75% - 1 | Nombre de localités | 157 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 100% | | 98% (49) | | 100% | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 75% - 3 | Combinaisons à 80% | 100% | | 98% (49) | | 98% (49) | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 75% - 6 | Combinaisons à 80% | 100% | | 100% | | 100% | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 50% - 1 | Nombre de localités | 112 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 90% (45) | | 90% (45) | | 84% (42) | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 50% - 3 | Combinaisons à 80% | 90% (45) | | 88% (44) | | 88% (44) | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 50% - 6 | Combinaisons à 80% | 90% (45) | | 88% (44) | | 90% (45) | |
| | Combinaisons à 95% | 88% (44) | | | | | |
| 25% - 1 | Nombre de localités | 68 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 20% (10) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 25% - 3 | Combinaisons à 80% | 20% (10) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 25% - 6 | Combinaisons à 80% | 20% (10) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |

Tableau 19 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués aux populations de Goéland railleur

| | | Méditerranée | | | | | |
|----------|---------------------|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 38 | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 3 | IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 6 | IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 75% - 1 | Nombre de localités | 34 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 68% (34) | | 68% (34) | | 68% (34) | |
| | Combinaisons à 95% | 68% (34) | | 66% (33) | | 66% (33) | |
| 75% - 3 | Combinaisons à 80% | 68% (34) | | 66% (33) | | 66% (33) | |
| | Combinaisons à 95% | 68% (34) | | 66% (33) | | 66% (33) | |
| 75% - 6 | Combinaisons à 80% | 68% (34) | | 66% (33) | | 66% (33) | |
| | Combinaisons à 95% | 68% (34) | | 66% (33) | | 66% (33) | |
| 50% - 1 | Nombre de localités | 31 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 40% (20) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 40% (20) | | - | | - | |
| 50% - 3 | Combinaisons à 80% | 30% (15) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 30% (15) | | - | | - | |
| 50% - 6 | Combinaisons à 80% | 30% (15) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 30% (15) | | - | | - | |
| 25% - 1 | Nombre de localités | 28 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 0% | | - | | - | |
| 25% - 3 | Combinaisons à 80% | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 0% | | - | | - | |
| 25% - 6 | Combinaisons à 80% | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 0% | | - | | - | |

Tableau 20 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués aux populations de Goéland leucopnée

| | | Golfe de Gascogne | | | | | | Méditerranée | | | | | |
|----------|---------------------|-------------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 36 (43) | | | | | | 229 | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 3 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 6 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 75% - 1 | Nombre de localités | 27 (31 - 33) | | | | | | 178 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 84% (42) | | | | | | 100% | | 100% | | 100% | |
| | Combinaisons à 95% | 84% (42) | | | | | | 100% | | 100% | | 100% | |
| 75% - 3 | Combinaisons à 80% | 84% (42) | | 84% (42) | | 84% (42) | | 100% | | 100% | | 100% | |
| | Combinaisons à 95% | 84% (42) | | 84% (42) | | 80% (40) | | 100% | | 100% | | 100% | |
| 75% - 6 | Combinaisons à 80% | 84% (42) | | 84% (42) | | 80% (40) | | 100% | | 100% | | 100% | |
| | Combinaisons à 95% | 84% (42) | | 84% (42) | | 80% (40) | | 100% | | 100% | | 100% | |
| 50% - 1 | Nombre de localités | 18 (19 - 24) | | | | | | 127 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 8% (4) | | - | - | - | - | 70% (35) | | 72% (36) | | 72% (36) | |
| | Combinaisons à 95% | 8% (4) | | - | - | - | - | 70% (35) | | 68% (34) | | 68% (34) | |
| 50% - 3 | Combinaisons à 80% | 8% (4) | | - | - | - | - | 70% (35) | | 68% (34) | | 68% (34) | |
| | Combinaisons à 95% | 8% (4) | | - | - | - | - | 70% (35) | | 74% (37) | | 74% (37) | |
| 50% - 6 | Combinaisons à 80% | 8% (4) | | - | - | - | - | 70% (35) | | 74% (37) | | 74% (37) | |
| | Combinaisons à 95% | 8% (4) | | - | - | - | - | 70% (35) | | 74% (37) | | 74% (37) | |
| 25% - 1 | Nombre de localités | 9 (9 - 13) | | | | | | 76 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 2% (1) | | - | - | - | - | 20% (10) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 2% (1) | | - | - | - | - | 20% (10) | | - | | - | |
| 25% - 3 | Combinaisons à 80% | 2% (1) | | - | - | - | - | 20% (10) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 2% (1) | | - | - | - | - | 20% (10) | | - | | - | |
| 25% - 6 | Combinaisons à 80% | 2% (1) | | - | - | - | - | 20% (10) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 2% (1) | | - | - | - | - | 20% (10) | | - | | - | |

Tableau 22 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués aux populations de Mouette mélanocéphale de Méditerranée

| | | Méditerranée | | | | | |
|----------|---------------------|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 48 | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 3 | IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 100% - 6 | IC à 95% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | IC à 80% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | Oui | oui | oui |
| 75% - 1 | Nombre de localités | 42 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 16% (8) | | 12% (6) | | 10% (5) | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 75% - 3 | Combinaisons à 80% | 30% (15) | | 46% (23) | | 42% (21) | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 75% - 6 | Combinaisons à 80% | 36% (18) | | 42% (21) | | 40% (20) | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 50% - 1 | Nombre de localités | 36 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 50% - 3 | Combinaisons à 80% | 18% (9) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 50% - 6 | Combinaisons à 80% | 2% (1) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 25% - 1 | Nombre de localités | 30 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 25% - 3 | Combinaisons à 80% | 10% (5) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |
| 25% - 6 | Combinaisons à 80% | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | | | | | | |

Tableau 23 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués aux populations de Sterne caugek du Golfe de Gascogne et de Manche - Mer du Nord

| | | Golfe de Gascogne | | | | | | Manche - Mer du Nord | | | | | |
|----------|---------------------|-------------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|----------------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 11 (11) | | | | | | 4 (5) | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 3 | IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 6 | IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 75% - 1 | Nombre de localités | 8 (8) | | | | | | 3 (4) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 100% | | 100% | | 100% | | 92% (46) | | 82% (41) | | 82% (41) | |
| | Combinaisons à 95% | 100% | | 100% | | 100% | | 92% (46) | | 78% (39) | | 78% (39) | |
| 75% - 3 | Combinaisons à 80% | 100% | | 100% | | 100% | | 76% (38) | | 80% (40) | | 80% (40) | |
| | Combinaisons à 95% | 100% | | 100% | | 100% | | 76% (38) | | 78% (39) | | 78% (39) | |
| 75% - 6 | Combinaisons à 80% | 100% | | 100% | | 100% | | 76% (38) | | 58% (29) | | 58% (29) | |
| | Combinaisons à 95% | 100% | | 100% | | 100% | | 76% (38) | | 56% (28) | | 56% (28) | |
| 50% - 1 | Nombre de localités | 6 (6) | | | | | | 2 (2 - 3) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 94% (47) | | 94% (47) | | 94% (47) | | 54% (27) | | 18% (9) | | 18% (9) | |
| | Combinaisons à 95% | 94% (47) | | 94% (47) | | 94% (47) | | 54% (27) | | 16% (8) | | 16% (8) | |
| 50% - 3 | Combinaisons à 80% | 94% (47) | | 94% (47) | | 94% (47) | | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 94% (47) | | 94% (47) | | 94% (47) | | 0% | | - | | - | |
| 50% - 6 | Combinaisons à 80% | 94% (47) | | 94% (47) | | 94% (47) | | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 94% (47) | | 94% (47) | | 94% (47) | | 0% | | - | | - | |
| 25% - 1 | Nombre de localités | 3 (3) | | | | | | 1 (1 - 2) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 40% (20) | | 40% (20) | | 40% (20) | | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 40% (20) | | 40% (20) | | 40% (20) | | 0% | | - | | - | |
| 25% - 3 | Combinaisons à 80% | 40% (20) | | 40% (20) | | 40% (20) | | - | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 40% (20) | | 40% (20) | | 40% (20) | | - | | - | | - | |
| 25% - 6 | Combinaisons à 80% | 40% (20) | | 40% (20) | | 40% (20) | | - | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 40% (20) | | 40% (20) | | 40% (20) | | - | | - | | - | |

Tableau 24 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués aux populations de Sterne caugek de Mer Celtique et de Méditerranée

| | | Mer Celtique | | | | | | Méditerranée | | | | | |
|----------|---------------------|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|--------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 46 | | | | | | 37 | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 3 | IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 6 | IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 75% - 1 | Nombre de localités | 40 | | | | | | 34 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 84% (42) | | 74% (37) | | 74% (37) | | 14% (7) | | 16% (8) | | 16% (8) | |
| | Combinaisons à 95% | 84% (42) | | 74% (37) | | 74% (37) | | 14% (7) | | 16% (8) | | 16% (8) | |
| 75% - 3 | Combinaisons à 80% | 84% (42) | | 74% (37) | | 74% (37) | | 14% (7) | | 16% (8) | | 16% (8) | |
| | Combinaisons à 95% | 84% (42) | | 74% (37) | | 74% (37) | | 14% (7) | | 16% (8) | | 16% (8) | |
| 75% - 6 | Combinaisons à 80% | 84% (42) | | 74% (37) | | 74% (37) | | 14% (7) | | 16% (8) | | 16% (8) | |
| | Combinaisons à 95% | 84% (42) | | 74% (37) | | 74% (37) | | 14% (7) | | 16% (8) | | 16% (8) | |
| 50% - 1 | Nombre de localités | 35 | | | | | | 30 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 40% (20) | | 38% (19) | | 38% (19) | | 2% (1) | | 4% (2) | | 4% (2) | |
| | Combinaisons à 95% | 40% (20) | | 36% (18) | | 36% (18) | | 2% (1) | | 2% (1) | | 2% (1) | |
| 50% - 3 | Combinaisons à 80% | 40% (20) | | 36% (18) | | 36% (18) | | 2% (1) | | 2% (1) | | 2% (1) | |
| | Combinaisons à 95% | 40% (20) | | 34% (17) | | 34% (17) | | 2% (1) | | 4% (2) | | 4% (2) | |
| 50% - 6 | Nombre de localités | 30 | | | | | | 27 | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 12% (6) | | - | | - | | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 12% (6) | | - | | - | | 0% | | - | | - | |
| 25% - 3 | Combinaisons à 80% | 12% (6) | | - | | - | | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 12% (6) | | - | | - | | 0% | | - | | - | |
| 25% - 6 | Combinaisons à 80% | 12% (6) | | - | | - | | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 12% (6) | | - | | - | | 0% | | - | | - | |

Tableau 25 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués aux populations de Sterne pierregarin du Golfe de Gascogne et de Manche-Mer du Nord

| | | Golfe de Gascogne | | | | | | Manche - Mer du Nord | | | | | |
|----------|---------------------|-------------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|----------------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | | sans erreur | | erreur de 10% | | erreur de 20% | |
| | | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% | +2% | -2% |
| 100% - 1 | Nombre de localités | 88 (90) | | | | | | 8 (8) | | | | | |
| | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | non | non | non | non |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | non | non | non | non |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 3 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | non | oui | non | oui |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | non | oui | non | oui |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 100% - 6 | 1 ≠ IC à 95% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | non | non | non | non |
| | 1 ≠ IC à 80% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | non | non | non | non |
| | RMSE < 2% | oui | oui | oui | oui | oui | oui | Oui | oui | oui | oui | oui | oui |
| 75% - 1 | Nombre de localités | 66 (67 - 68) | | | | | | 6 (6) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 88% (44) | | 88% (44) | | | | 6% (3) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 88% (44) | | 88% (44) | | | | 8% (4) | | - | | - | |
| 75% - 3 | Combinaisons à 80% | 88% (44) | | 88% (44) | | 88% (44) | | 6% (3) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 88% (44) | | 88% (44) | | 88% (44) | | 6% (3) | | - | | - | |
| 75% - 6 | Combinaisons à 80% | 88% (44) | | 86% (43) | | 86% (43) | | 8% (4) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 88% (44) | | 86% (43) | | 86% (43) | | 8% (4) | | - | | - | |
| 50% - 1 | Nombre de localités | 44 (44 - 46) | | | | | | 4 (4) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 32% (16) | | 30% (15) | | | | 4% (2) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 32% (16) | | 30% (15) | | | | 16% (8) | | - | | - | |
| 50% - 3 | Combinaisons à 80% | 32% (16) | | 30% (15) | | 30% (15) | | 0% | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 32% (16) | | 30% (15) | | 30% (15) | | 40% (20) | | - | | - | |
| 50% - 6 | Combinaisons à 80% | 32% (16) | | 32% (16) | | 32% (16) | | 2% (1) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 32% (16) | | 32% (16) | | 32% (16) | | 4% (2) | | - | | - | |
| 25% - 1 | Nombre de localités | 22 (22 - 24) | | | | | | 2 (2) | | | | | |
| | Combinaisons à 80% | 6% (3) | | - | | - | | 4% (2) | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 6% (3) | | - | | - | | 4% (2) | | - | | - | |
| 25% - 3 | Combinaisons à 80% | 8% (4) | | - | | - | | - | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 8% (4) | | - | | - | | - | | - | | - | |
| 25% - 6 | Combinaisons à 80% | 8% (4) | | - | | - | | - | | - | | - | |
| | Combinaisons à 95% | 8% (4) | | - | | - | | - | | - | | - | |

4.4. Etape 4 : Elaboration d'une stratégie d'échantillonnage pour l'ensemble des espèces de chaque sous-région marine

A partir des types de plans d'échantillonnage sélectionnés pour chaque espèce à l'échelle de chaque sous-région marine (tableau 7), différents tirages aléatoires des colonies, basés sur un suivi sexennal des localités pour l'ensemble des 14 espèces, ont été réalisés pour trois des sous-régions marines (tableau 27). Les tirages sélectionnés, pour chaque sous-région marine, sont ceux présentant les coûts les plus faibles du recensement. Les localités sélectionnées pour chaque tirage sont indiquées dans les Annexes 6 à 8.

La stratégie globale pour la Méditerranée n'a pas été déterminée pour le moment car cette sous-région accueille de nombreuses espèces présentant des colonisations de nouvelles localités. Il convient donc pour cette sous-région de réaliser un travail fin avec les experts pour définir l'ensemble des localités potentielles pour les années à venir. Pour le Golfe de Gascogne et la Manche - Mer du Nord, les 14 espèces modèles ont été incluses dans l'élaboration de la stratégie d'échantillonnage globale. En revanche, pour la Mer Celtique, les espèces de laridés les plus susceptibles de s'établir, dans un avenir proche, sur de nouvelles localités n'ont pas été prises en compte dans l'élaboration de la stratégie d'échantillonnage globale. En effet, pour ces espèces, l'échantillonnage concerne les localités potentielles, c'est-à-dire les localités connues et les localités susceptibles d'être colonisées car associées à des conditions jugées favorables à la nidification de ces espèces. Or, un avis d'expert est nécessaire pour déterminer quelles sont les localités non encore occupées présentant des conditions favorables.

Tableau 27 : Synthèse des tirages au plus faibles coûts associés (financier ou accessibilité)

COU : coût financier global de recensement associé aux localités sélectionnées ;

ACC : « coût » lié à l'accessibilité des localités sélectionnées ;

COU exhaustif : coût financier global d'un recensement exhaustif de l'ensemble des localités connues pour chacune des espèces.

A noter que les laridés ne sont pas pris en compte pour la Mer Celtique.

| Sous-région marine | Tirage | Nombre de localités suivies | COU | ACC | Nombre de localités connues | COU exhaustif |
|----------------------|--------|-----------------------------|-----|-----|-----------------------------|---------------|
| Golfe de Gascogne | 1 | 212 | 427 | 167 | 234 | 483 |
| | 2 | 211 | 427 | 172 | | |
| | 3 | 212 | 427 | 172 | | |
| Mer Celtique | 1 | 48 | 119 | 75 | 64 | 141 |
| | 2 | 49 | 119 | 76 | | |
| Manche - Mer du Nord | 1 | 72 | 168 | 185 | 91 | 211 |

On note à travers ce tableau qui présente quelques-uns des meilleurs tirages pour chaque sous-région marine, que plusieurs tirages peuvent présenter des coûts identiques ou très proches. On note aussi que le coût d'un recensement exhaustif des colonies est globalement très proche de celui des tirages et cela alors même que le travail repose sur 14 espèces modèles et non l'ensemble des espèces. Le bénéfice de mettre en œuvre une stratégie d'échantillonnage pour travailler sur l'ensemble des espèces est donc très limité au regard de la complexité de la démarche à mettre en œuvre et des difficultés à la fois logistiques et pour l'analyse des données que cela engendre.

A noter que cette illustration ne constitue pas une recommandation explicite à mettre en œuvre. En effet elle ne repose que sur 14 espèces et non sur la totalité des espèces à suivre dans le cadre de la DCSMM. Elle est fournie ici pour illustrer la démarche à mettre en œuvre pour finaliser la définition de la stratégie d'échantillonnage en se basant sur l'ensemble des espèces à prendre en compte. Les codes des programmes nécessaires à mettre en œuvre cette démarche sur l'ensemble des espèces sont cependant disponibles.

4.5 Stratégies d'échantillonnage des colonies pour la productivité en jeunes

Les productivités moyennes et leurs variances calculées sur les jeux de données disponibles pour les trois espèces étudiées sont présentées dans le tableau 28. La productivité est la plus faible pour la Sterne pierregarin, intermédiaire pour le Goéland railleur et la plus haute pour le Cormoran huppé. Comme attendu, les variances sont globalement fortes, que cela soit en spatial ou en temporel. Seule la variance temporelle de la productivité de la Sterne pierregarin est relativement faible (les productivités annuelles variant de 0,22 à 0,42 jeune par couple sur le jeu de données disponible).

Tableau 285 : Moyenne et variances des productivités des trois espèces étudiées pour les plans d'échantillonnage pour la productivité.

| | Productivité moyenne | Variance inter-annuelle | Variance inter-site de la productivité moyenne | Variance inter-site d'une année donnée (2016) |
|---------------------------|----------------------|-------------------------|--|---|
| Sterne pierregarin | 0,31 | 0,01 | 0,11 | 0,13 |
| Goéland railleur | 0,62 | 0,15 | 0,37 | 0,55 |
| Cormoran huppé | 1,01 | 0,10 | 0,28 | 0,18 |

L'analyse des résultats des tests de plan d'échantillonnage montre que pour les trois espèces, aucun des plans d'échantillonnage proposé ne permet d'obtenir la précision voulue pour détecter des tendances significatives de productivité sur une durée de 18 ans (tableaux 29, 30 et 31). Pour certains scénarios pour la Sterne pierregarin et le Cormoran huppé, le RMSE est inférieur à 2 % dès lors que l'on passe tous les ans sur les plus grosses colonies (6 pour la Sterne pierregarin, une seule pour le Cormoran huppé). Ceci montre que l'estimation du paramètre de pente est relativement proche de la valeur simulée. Cependant l'examen de l'inclusion du 1 (stabilité) dans les intervalles de confiance à 95 % mais aussi à 80 % montre que la précision de chaque estimation est très faible et ne permet que très rarement de rejeter l'hypothèse comme quoi la productivité serait stable dans le temps. Ce résultat est à relier aux très fortes variances de la productivité que cela soit entre colonies ou entre années.

Tableau 29 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués à la productivité pour la Sterne pierregarin

| Nombre colonies | Pas de temps | -2% | | | +2% | | |
|-----------------|--------------|---------|--------------|--------------|---------|--------------|--------------|
| | | RMSE<2% | 1 ≠ IC à 95% | 1 ≠ IC à 80% | RMSE<2% | 1 ≠ IC à 95% | 1 ≠ IC à 80% |
| 2 | 1 | non | non | non | non | non | non |
| 4 | 1 | non | non | non | non | non | non |
| 6 | 1 | oui | non | non | non | non | non |
| 8 | 1 | oui | non | non | non | non | non |
| 10 | 1 | oui | non | non | oui | non | non |
| 15 | 1 | oui | non | non | oui | non | non |
| 20 | 1 | oui | non | non | oui | non | non |
| 2 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 4 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 6 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 8 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 10 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 15 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 20 | 3 | non | non | non | non | non | non |

Tableau 30 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués à la productivité pour le Goéland railleur

| Nombre colonies | Pas de temps | -2% | | | +2% | | |
|-----------------|--------------|---------|--------------|--------------|---------|--------------|--------------|
| | | RMSE<2% | 1 ≠ IC à 95% | 1 ≠ IC à 80% | RMSE<2% | 1 ≠ IC à 95% | 1 ≠ IC à 80% |
| 2 | 1 | non | non | non | non | non | non |
| 4 | 1 | non | non | non | non | non | non |
| 6 | 1 | non | non | non | non | non | non |
| 8 | 1 | non | non | non | non | non | non |
| 10 | 1 | non | non | non | non | non | non |
| 15 | 1 | non | non | non | non | non | non |
| 20 | 1 | non | non | non | non | non | non |
| 2 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 4 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 6 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 8 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 10 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 15 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 20 | 3 | non | non | non | non | non | non |

Tableau 31 : Synthèse des résultats obtenus pour les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels appliqués à la productivité pour le Cormoran huppé

| Nombre colonies | Pas de temps | -2% | | | +2% | | |
|-----------------|--------------|---------|--------------|--------------|---------|--------------|--------------|
| | | RMSE<2% | 1 ≠ IC à 95% | 1 ≠ IC à 80% | RMSE<2% | 1 ≠ IC à 95% | 1 ≠ IC à 80% |
| 2 | 1 | oui | non | non | non | non | non |
| 4 | 1 | oui | non | non | oui | non | non |
| 6 | 1 | oui | non | non | oui | non | non |
| 8 | 1 | oui | non | non | oui | non | non |
| 10 | 1 | oui | non | non | oui | non | non |
| 15 | 1 | oui | non | non | oui | non | non |
| 20 | 1 | oui | non | non | oui | non | non |
| 2 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 4 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 6 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 8 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 10 | 3 | non | non | non | non | non | non |
| 15 | 3 | oui | non | non | non | non | non |
| 20 | 3 | oui | non | non | non | non | non |
| 2 | 6 | non | non | non | non | non | non |
| 4 | 6 | non | non | non | non | non | non |
| 6 | 6 | non | non | non | non | non | non |
| 8 | 6 | non | non | non | non | non | non |
| 10 | 6 | non | non | non | non | non | non |
| 15 | 6 | non | non | non | non | non | non |
| 20 | 6 | non | non | non | non | non | non |

5. Discussion

5.1. *Recommandations pour la définition d'une stratégie d'échantillonnage*

En termes d'échantillonnage temporel, les résultats montrent sans ambiguïté que des recensements tous les six ans sont suffisants pour détecter des tendances sur une période de 18 années sur chaque sous-région marine et répondre ainsi aux objectifs de rapportage dans le cadre de la DCSMM. Ce résultat obtenu sur nos 14 espèces modèles peut être généralisé sans trop de risque à l'ensemble des espèces d'oiseaux marins en France métropolitaine. Peu intuitif au premier abord, il résulte de la concomitance de deux éléments : de fortes dynamiques interannuelles des effectifs à l'échelle d'une localité (notamment pour certaines espèces très mobiles) et des fluctuations interannuelles réduites à l'échelle des sous-régions marines chez ces espèces longévives qui présentent des taux de survie adultes élevés et une reproduction très variable dans le temps mais qui contribue modérément à la dynamique des populations. Par ailleurs, nous avons choisi de pouvoir détecter des déclin ou des augmentations (significatifs statistiquement) de 2 % par an sur une période de 18 ans (soit trois rapportages). De tels taux de croissance interannuels génèrent des déclin cumulés de l'ordre de 30 % et des augmentations de l'ordre de 40 % des effectifs. Des comptages annuels ne s'avèrent de fait pas nécessaires pour détecter des déclin aussi importants. Il est important de noter que si l'objectif est de détecter des tendances du même ordre mais sur un pas de temps plus court, alors des recensements plus réguliers peuvent s'avérer nécessaires. Un examen détaillé des tableaux et annexes peuvent permettre de déterminer un tel pas de temps en examinant par exemple les RMSE sur les taux de croissance interannuels au bout de 6 ou 12 ans.

Les dynamiques spatio-temporelles des populations d'oiseaux marins peuvent être très contrastées selon la sous-région marine considérée. Par exemple, la population de Mouette tridactyle du golfe de Gascogne connaît un fort déclin depuis 1998, avec une perte de quasiment 92 % de ses effectifs en 18 ans. A l'inverse, la population de Manche - Mer du Nord est en constante augmentation (accroissement de 17 % sur la même période). En effet, l'abondance des effectifs nicheurs varie en réponse aux pressions naturelles ou anthropiques s'exerçant à l'échelle d'une sous-région marine (disponibilité des sites de nidification, exploitation des ressources halieutiques, pollution), et sous le contrôle d'effets de densité-dépendance (Ainley et Hyrenbach 2010; Lewison et al. 2012; Horswill et Robinson 2015), mais aussi en réponse aux pressions à large échelle (changement climatique, productivité globale des océans) dont les

répercussions ne se sont pas identiques dans toutes les sous-régions marines. Par conséquent, il était pertinent d'établir une stratégie d'échantillonnage propre à chacune d'elle.

Sur le plan spatial, une stratégie d'échantillonnage à l'échelle des sites de nidification n'apparaissait pas pertinente. D'une part, les sites de nidification ne sont pas tous délimités de la même façon selon les espèces et les structures qui collectent les données. Par exemple, en Méditerranée, les sites de nidification sont souvent délimités par leurs caractères physiques, portions de digues ou îlots quelle que soit leur taille, et peuvent accueillir une même colonie quand ils sont proches les uns des autres. En Manche - Mer du Nord au contraire, certains pans de falaise, parfois d'une dizaine de kilomètres, constituent une unité de recensement liée à leur accessibilité par les observateurs et peuvent ainsi comprendre plusieurs colonies de la même espèce. De même, les recensements peuvent ailleurs être reportés à l'échelle de grandes îles ou archipels qui accueillent aussi plusieurs colonies. D'autre part, les sites de nidification proches sont généralement recensés lors d'une même session de terrain. Dans cette étude, nous avons ainsi considéré que la localité constituait une unité d'échantillonnage plus appropriée. Pour rappel, une localité a été définie comme correspondant à un ensemble de sites de nidification soumis aux mêmes pressions naturelles et anthropiques, dont le suivi, présentant les mêmes contraintes logistiques et humaines, est réalisé lors d'une ou deux sessions de terrain.

Les résultats de l'étude suggèrent que l'ensemble des localités d'une sous-région marine doit être suivi pour les espèces qui ne se reproduisent que sur un faible nombre de localités ou qui présentent une grande mobilité de leurs colonies, ainsi que pour quelques espèces qui, bien que formant des colonies relativement fidèles à leur site, présentent des trajectoires de populations très hétérogènes selon les localités. Ces situations représentent 60 % des plans d'échantillonnage recommandés. Autrement, il est possible de procéder à un échantillonnage en sélectionnant prioritairement les localités accueillant des effectifs importants de la population de la sous-région marine pour les espèces qui forment des colonies fidèles à leur site ou qui, bien que mobiles, présentent quelques localités majeures sur lesquelles les trajectoires d'effectifs sont relativement homogènes. La stratégie d'échantillonnage optimale consiste alors à effectuer un tirage aléatoire des localités, pondéré selon leur importance en termes d'effectifs, les localités accueillant les colonies les plus importantes devant être préférentiellement retenues. A noter cependant que deux tiers des 12 espèces pour lesquelles un plan d'échantillonnage est envisagé dans leur sous-région marine nécessitent un échantillonnage

minimal de 75 % des localités tandis que 50 % des colonies doivent être sélectionnées pour l'autre tiers.

Dans le golfe de Gascogne et en Manche – Mer du Nord, l'ensemble des localités propices à la nidification des oiseaux marins sont occupées, ou l'ont été au moins une fois pas le passé, et il est peu probable que de nouvelles localités soient découvertes hors espaces urbains (même si cela reste possible par exemple en réponse à des mesures de gestion ou de grands aménagements comme la création de polder). La stratégie d'échantillonnage peut donc s'appuyer sur les localités connues. En revanche, en Méditerranée et en Mer Celtique, plusieurs localités favorables aux oiseaux marins n'ont encore jamais été occupées et certaines espèces, présentant une dynamique d'expansion, pourraient s'implanter sur de nouvelles localités non encore répertoriées dans un avenir proche. Le projet Life+ ENVOLL a ainsi montré que la simple création d'îlots sur de tels espaces avait la capacité de voir se développer des colonies d'importance régionale (Projet Life+ ENVOLL 2018). Plusieurs espèces montrent ou ont montré une forte expansion démographique qui s'est accompagné d'une extension de leur aire de reproduction dans la période récente. C'est le cas notamment de la Mouette mélanocéphale qui, ne se reproduisant en France que depuis 1965 (première apparition en Camargue), a connu une forte augmentation de sa population à partir des années 1990, ou du Goéland brun et Goéland leucophée qui montrent, en outre, une forte capacité d'adaptation leur permettant d'exploiter une grande diversité d'habitats, y compris les milieux urbains. Ces espèces peuvent nicher en colonies, parfois très denses, mais aussi en couples isolés. Le Goéland railleur, strictement méditerranéen, est quant à lui caractérisé par des taux de dispersion élevés et, avec la Sterne pierregarin et la Sterne caugek, ce sont des espèces colonisatrices caractérisées par une grande mobilité des colonies dans certaines sous-régions marines, pouvant s'établir en nombre important sur des sites n'ayant jamais été occupés auparavant et y disparaissant l'année suivante sans raison apparente. Pour ces six espèces, un plan échantillonnage basé sur les localités actuellement connues peut conduire à des estimations du taux de croissance fortement biaisés et n'apparaît donc pas adapté. Il est donc recommandé, pour ces espèces, d'établir un plan échantillonnage sur l'ensemble de la sous-région marine en prenant en compte les localités connues et les localités n'ayant encore jamais été occupées mais pouvant être colonisées car présentant des conditions favorables. Un travail avec les experts de ces taxons dans les sous-régions marines concernées s'avère de fait nécessaire pour définir la liste de ces localités potentielles et ainsi définir l'ensemble des localités à échantillonner.

5.2. *Recommandations en marge de la stratégie d'échantillonnage*

Il est important de noter que ces résultats sont issus de paramètres décrivant la dynamique spatio-temporelle des effectifs de ces espèces, obtenus via l'analyse des données existantes. Il faut par conséquent garder à l'esprit que ces recommandations générales sont subordonnées pour partie à ces données. D'une part ces données sont parcellaires puisqu'elles ne concernent souvent qu'une partie des colonies existantes et parfois des périodes de temps réduites (du fait des déséquilibres en nombre de données manquantes ayant conduit à une sélection drastique des jeux de données à analyser – voir partie méthode). Par exemple, si seules les colonies relativement stables dans le temps sont suivies régulièrement au sein d'une sous-région marine, alors les variances spatiales des taux de croissance interannuels sont sous-estimées et peuvent conduire d'une manière erronée à proposer un échantillonnage spatial. D'autre part, ces données illustrent certaines conditions environnementales qui peuvent évoluer dans le futur, en particulier du fait des changements globaux en cours. Ainsi, bien que la plupart des oiseaux marins soient décrits comme très fidèles à leur site de nidification (Schreiber et Burger 2001), des échecs généralisés ou répétés de la reproduction, induits par l'arrivée de prédateurs ou par des dérangements liés aux activités humaines, peuvent conduire à un abandon rapide, massif, de sites occupés de longue date et à une possible réinstallation des individus sur des sites n'ayant jamais été occupés de mémoire d'homme (Erwin, Galli, et Burger 1981; Erwin et al. 1998; Kildaw, Irons, et Buck 2008). Par exemple, la très importante colonie de Sterne caugek du Banc d'Arguin était relativement stable en effectifs dans les données disponibles, et représentait une localité majeure pour l'espèce. Cette colonie a pourtant disparu en 2019 suite, *a priori*, à une trop forte pression de prédateurs aériens ces dernières années. Une modification ou destruction des habitats de reproduction peut aussi induire l'abandon massif des sites de nidification. C'est le cas notamment des éboulements de falaise, des changements de la couverture végétale, de la submersion ou l'érosion des îlots lagunaires, ou de l'inondation ou de l'effondrement des terriers etc. Ces événements ponctuels, rares dans le temps mais ayant un impact majeur sur la distribution des espèces, ne se sont pas nécessairement produits dans les séries analysées. À l'inverse, comme suggéré précédemment, certaines modifications du faciès topographique ou des programmes de réhabilitation des sites (mise en réserve, construction d'îlots, etc.) pourraient engendrer des conditions propices à la nidification des oiseaux marins dans des localités actuellement inoccupées.

Ces limites induites par le fait de se reposer sur les données historiques ont deux conséquences en termes de recommandation d'échantillonnage : (i) il serait sûrement prudent

de ne pas sous-échantillonner spatialement certaines espèces. Pour de nombreuses espèces un recensement exhaustif des localités connues est recommandé, une recommandation générale pourrait être de ne pas trop s'écarter de ce schéma général. Les modifications imprévisibles des aires de distribution des espèces étudiées plaident pour une mise à jour régulière de l'occupation des localités connues et potentielles pour chaque espèce en vue d'une éventuelle remise à jour du plan d'échantillonnage. Ainsi, nous recommandons de maintenir un recensement national exhaustif des oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine tous les 12 ans (duodécennal et non plus décennal) afin d'être en phase avec le cycle de la DCSMM. Le recensement est prévu sur la période 2020-2022 et permettra d'alimenter la prochaine évaluation DCSMM en 2024. L'évaluation 2030 sera ensuite alimentée par la mise en œuvre de la stratégie d'échantillonnage sur la période 2027-2028, et l'évaluation 2036 le sera par un nouveau recensement national programmé sur la période 2032-2034 (Figure 6).

| 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 | 2025 | 2026 | 2027 | 2028 | 2029 | 2030 | 2031 | 2032 | 2033 | 2034 | 2035 | 2036 | 2037 |
|----------------------|------|------|------------------|------|------|------|-----------------|------|------------------|------|------|------|----------------------|------|------------------|------|------|
| | | | évaluation DCSMM | | | | | | évaluation DCSMM | | | | | | évaluation DCSMM | | |
| recensement national | | | | | | | échantillonnage | | | | | | recensement national | | | | |

Figure 6 : Calendrier des évaluations DCSMM et des recensements des colonies d'oiseaux marins, exhaustifs tous les 12 ans et échantillonnés tous les 6 ans

En ce qui concerne les erreurs dans les comptages, nos travaux montrent que si ces erreurs sont de l'ordre de 10 ou 20 % en moyenne alors elles ne modifient pas les recommandations en termes de plan d'échantillonnage. Ce résultat peut paraître contre-intuitif car des erreurs de 20 % sur un comptage alors que l'on cherche à mesurer des changements d'effectifs de 2 % semblent considérables. Cependant, là encore la cible temporelle retenue, à savoir détecter significativement des déclin ou augmentation de 2 % par an à l'échéance de 18 ans, conduit à des déclin ou des augmentations cumulées supérieurs à ces erreurs de comptages. Par ailleurs, si ces erreurs ne sont pas systématiques (mais aléatoires) alors elles sont moyennées sur les différents recensements (tous les 6 ans) et les différentes colonies, ce qui réduit leur impact global. A noter cependant que nous avons choisi comme seuil de RMSE 2 % (précision des estimations), qui correspond à la force de l'effet que nous cherchons à détecter. Nos résultats détaillés dans les tableaux en annexe montrent que les erreurs de comptages font augmenter sensiblement ces RMSE et ont donc pour conséquence d'augmenter l'écart potentiel entre le taux de croissance interannuel estimé et réel. Pour réduire cet écart, deux stratégies sont

possibles : (i) augmenter la fréquence des recensements (en passant tous les 3 ans par exemple) ou (ii) travailler à réduire ces erreurs de comptages à travers une formalisation des protocoles, un partage d'expérience, une formation des participants aux comptages et à la compilation et bancarisation des données, etc. Au regard de la disparité observée entre structures, ce dernier point nous paraît essentiel.

Si le plan d'échantillonnage optimal dans le cadre de la DCSMM repose sans équivoque sur un pas de temps de six ans et, au niveau spatial, à une recherche souvent proche de l'exhaustivité, un tel plan peut poser un certain nombre de difficultés dans sa mise en œuvre. A minima deux difficultés majeures peuvent se présenter : (i) maintenir des recensements de qualité sur de tels pas de temps pour certaines espèces au regard du mouvement de personnels dans les structures en charge de ces suivis et de la perte résultante de la connaissance locale des sites ou de la compétence dans l'application des protocoles, etc. ; (ii) animer et coordonner un tel recensement tous les six ans (l'expérience du recensement décennal montrant bien la difficulté d'une animation à une telle échelle) qui contraste à ce titre avec une routine annuelle.

Par ailleurs, il ne faut pas perdre de vue l'impossibilité certaines années de mettre en œuvre le recensement pour diverses raisons : problème de conditions météorologiques, problèmes de logistiques (réservation de bateaux, d'aéronefs), problème de risque de dérangement d'une autre espèce, problème de prédation qui déstabilise les reproducteurs avant le comptage, etc. De tels cas sont survenus sur la période récente pour les alcidés et le Fou de Bassan par exemple. Pour les espèces localisées et les grosses colonies, il est donc préférable de recommander, à minima, de faire les recensements durant 2 saisons consécutives.

Tableau 32 : Synthèse des types de plan d'échantillonnage en fonction des répartitions et des dynamiques spatio-temporelles des espèces (les espèces modèles sont soulignées)

| Type de dynamique | Espèces | Type d'échantillonnage spatial |
|--|---|---|
| Espèces très localisées (moins d'une dizaine de localités) | <u>Fou de Bassan</u> <u>Puffin des Anglais</u> Puffin yelkouan <u>Guillemot de Troil</u> Pingouin torda <u>Macareux moine</u> Goéland d'Audouin Goéland cendré <u>Mouette tridactyle</u> Sterne de Dougall | Recensement exhaustif |
| Espèces localisées avec des tendances d'effectifs plutôt homogènes selon les localités | <u>Fulmar boréal</u> | Recensement échantillonné (50 % des colonies, en ciblant les plus importantes) |
| Espèces localisées avec des tendances d'effectifs plutôt hétérogènes selon les localités | <u>Grand Cormoran</u> Puffin de Scopoli * <u>Océanite tempête</u> | Selon les sous-régions, recensement échantillonné (75 % des colonies, en ciblant les plus importantes) ou recensement exhaustif |
| Espèces plutôt mobiles | <u>Mouette mélanocéphale</u> Mouette rieuse <u>Goéland railleur</u> Sterne hansel <u>Sterne caugek</u> <u>Sterne pierregarin</u> Sterne naine | Selon les sous-régions, recensement exhaustif ou recensement échantillonné, des localités connues ou potentielles (50 % à 75 % des colonies, en ciblant les plus importantes) |
| Espèces à plus large répartition (plus de 400 localités) | Cormoran huppé <u>Goéland brun</u> Goéland argenté <u>Goéland leucophée</u> Goéland marin | Recensement échantillonné (75 % des colonies, en ciblant les plus importantes) |

* L'état des populations et les évolutions numériques des colonies de Puffin de Scopoli étant actuellement mal connus, le type d'échantillonnage adapté à l'espèce ne peut pas être clairement défini et un recensement exhaustif paraît plus prudent (même si l'espèce est sans doute plus proche du Fulmar boréal en termes de trajectoires d'effectifs selon les localités).

Pour la Mouette rieuse, la Sterne hansel et la Sterne naine, il convient d'appliquer le plan d'échantillonnage retenu respectivement pour la Mouette mélanocéphale, la Sterne caugek et la Sterne pierregarin.

5.3. *Recommandations sur les indicateurs de tendances des effectifs nicheurs*

Dans cette études, deux types d'indicateurs ont été considérés pour rendre compte de l'évolution des effectifs nicheurs à l'échelle des sous-régions marines, l'abondance relative (B_1) et le taux de croissance interannuel moyen ($\bar{\lambda}_n$) sur 6, 12, 18 et 24 ans.

L'utilisation de l'abondance relative nécessite de disposer d'un état de référence fiable basé sur l'existence de données historiques de l'abondance des populations en l'absence de pression anthropique. Elle peut aussi être estimée à partir de la taille des populations sous différentes pressions anthropiques identifiées ou basée sur l'abondance observée dans les suivis disponibles les plus anciens alors qu'un niveau de référence ne peut être estimé (OSPAR 2016). En raison de l'ancienneté toute relative des suivis, il est bon de reconnaître que l'état de référence est le plus souvent retenu sur ce dernier critère et n'apparaît pas, à ce titre, comme pertinent ! En outre, l'idée d'un syndrome de glissement de référence (Pauly 1995), c'est-à-dire le fait que l'état considéré comme qualitatif d'un milieu ou d'une population évolue dans le temps sans que les acteurs, d'une génération à l'autre, ne s'en aperçoivent, amène à considérer les états de référence comme un objet de débat (Campbell et al. 2009). Par ailleurs ce type d'indicateur implique de suivre de manière exhaustive l'ensemble des sites utilisés par l'espèce, y compris les sites nouvellement colonisés depuis la définition de l'abondance de référence. Cet indicateur peut cependant se rapprocher des recommandations que nous avons établies à savoir des recensements exhaustifs pour la plupart des espèces. Cependant il n'autorise aucun échantillonnage possible, quelle que soit l'espèce. Par ailleurs il implique d'avoir un état de référence de très bonne qualité. Enfin cet indicateur vient sans intervalle de confiance du fait de sa nature exhaustive (ce qui, de fait, peut être vu comme un avantage – sentiment de très bonne précision- ou un inconvénient – risque de passer à côté de variations non-modélisées, interannuelles par exemple).

L'utilisation d'un indicateur basé sur un taux de croissance interannuel, un indicateur classique en dynamique des populations, semble appropriée. Il s'agit bien d'un indicateur de la tendance moyenne qui répond au besoin de la DCSMM, qui peut être estimé quels que soient les pas de temps considérés, qui ne dépend pas d'un état de référence mais peut évoluer en fonction des années (par exemple en étant estimé sur des fenêtres de temps « glissantes ») et surtout qui autorise la mise en place d'une stratégie d'échantillonnage spatiale. Nous recommandons donc pour la suite des travaux dans le cadre de la DCSMM d'utiliser un tel indicateur assez flexible, qui demande cependant un minimum de technicité pour son estimation.

5.4. Indicateurs de production en jeunes

Les simulations montrent que l'estimation de changements de productivités à l'échelle d'une sous-région marine est complexe à estimer en raison de la variabilité dans le temps et dans l'espace de ce paramètre chez les oiseaux marins. En effet les oiseaux marins étant des espèces longévives, les individus privilégient leur propre survie au détriment de la fécondité lorsque les conditions ne sont pas favorables à la reproduction. Ceci induit une relative stabilité interannuelle de la survie mais, en corollaire, une très forte variabilité de la fécondité. Cette fécondité étant dépendante de nombreux facteurs globaux (conditions météorologiques par exemple) mais aussi locaux (présence de prédateurs, inondations de sites), elle varie fortement entre colonies et entre années pour une même colonie. Aussi, il apparaît illusoire de pouvoir détecter des tendances fines de changements de productivités à travers un échantillonnage d'années ou de sites à l'échelle d'une sous-région marine. Même si la fécondité a un impact faible sur la dynamique des populations d'oiseaux longévifs en comparaison avec la survie adulte, une faible fécondité répétée dans le temps pour avoir des conséquences majeures en termes de trajectoire des populations. Il apparaît donc pertinent de suivre cette fécondité qui peut mettre en évidence des perturbations importantes de l'environnement des colonies plus rapidement que les effectifs reproducteurs (qui peuvent mettre plusieurs années à baisser suite à des baisses de fécondité du fait de la forte survie des individus couplé à un recrutement tardif). Ceci implique de suivre de manière exhaustive les colonies. Une telle approche pourrait s'envisager sur quelques espèces dont les colonies sont importantes et peu nombreuses mais là encore l'importance des facteurs locaux dans la fécondité (par exemple prédation très localisée) pourrait rendre difficile la généralisation des résultats obtenus sur ces quelques colonies.

5.5. Mise en garde

Pour finir et faire écho au préambule de ce document, nous tenons à rappeler que bien qu'un recensement tous les six ans des colonies soit suffisant pour répondre aux besoins de rapportage des tendances dans le cadre de la DCSMM, un suivi des effectifs nicheurs réalisé sur ce pas de temps ne permet en aucun cas de répondre à de nombreuses questions que peuvent se poser les gestionnaires d'espaces naturels, les conservationnistes et/ou les chercheurs. À titre d'exemple, la Figure présente deux situations différentes d'évolution des effectifs nicheurs correspondant à un déclin moyen de 2 % par an sur 6 ans. Dans la situation A, un recensement au bout de six

ans capte bien la tendance de fond. Dans la situation B, la population subit une même baisse de 2 % annuelle calculée sur six ans mais le déclin majeur de ses effectifs en un an (-38 % ici) ne peut être détecté. Il peut être nécessaire de bien décrire ce type de dynamique pour mieux analyser et comprendre les causes et effets et éviter de fausser un diagnostic scientifique (par exemple, l'effet d'une marée noire entre l'année 5 et 6 qui serait largement sous-estimée dans la situation B) ou, à une échelle plus locale, de renforcer le rôle de surveillance des suivis en permettant de détecter un déclin suffisamment rapidement (comme l'intrusion d'un prédateur terrestre sur une île) et évaluer les mesures de gestion à mettre en œuvre.

De nombreux programmes de suivis annuels concernant des oiseaux marins nicheurs sont actuellement en cours à l'échelle locale ou régionale (observatoire régional de l'avifaune de Bretagne, suivis des laro-limicoles coloniaux en Méditerranée ...) grâce à la participation financière de collectivités locales, territoriales et/ou services décentralisés de l'état. Ils ont permis de constituer pour partie les bases de données sans lesquelles le présent travail aurait été impossible et alimentent le suivi des espèces d'oiseaux rares et menacés. La prise en charge financière éventuelle par l'AFB de suivis sexennaux à l'échelle nationale pourrait amener ces partenaires à stopper leur investissement en oblitérant les services rendus par ces suivis à l'échelle de leurs territoires. Aussi, au risque de paraître insistant, il nous paraît indispensable qu'une communication spécifique permette d'informer l'ensemble des partenaires sur le fait que la stratégie d'échantillonnage présentée ici vise à détecter des changements de l'ordre de 2 % par an sur une échelle de 18 ans à l'échelle des sous-régions marines et que tout autre objectif devrait donc faire l'objet d'une stratégie d'échantillonnage différente.

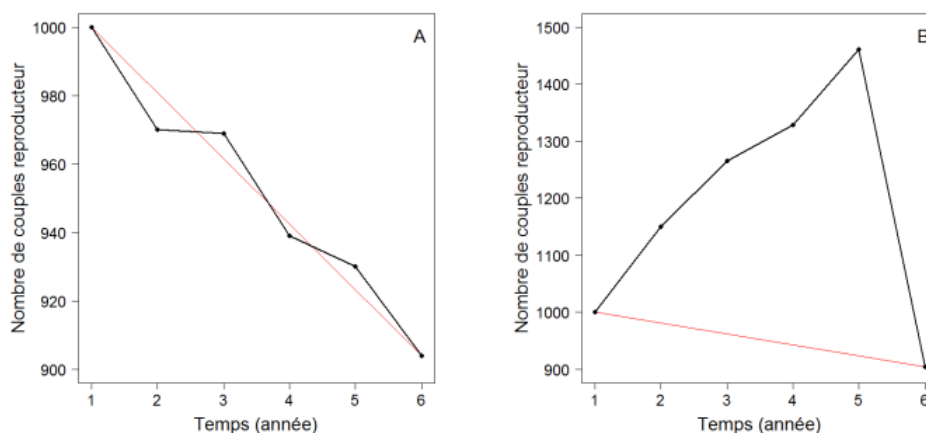


Figure 7 : Exemple de deux trajectoires de population différentes correspondant à un déclin moyen de 2 % par an sur 6 ans (la courbe rouge correspond au déclin moyen)

6. Références

- Ainley, David G., et K. David Hyrenbach. 2010. « Top-down and bottom-up factors affecting seabird population trends in the California current system (1985–2006) ». *Progress in Oceanography* 84 (3): 242-54. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.10.001>.
- Bled, Florent, John Sauer, Keith Pardieck, Paul Doherty, et J. Andrew Royle. 2013. « Modeling Trends from North American Breeding Bird Survey Data: A Spatially Explicit Approach ». *PLOS ONE* 8 (12): e81867. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081867>.
- Burger, Joanna, et Michael Gochfeld. 2001. « Effects of Chemicals and Pollution on Seabirds ». In *Biology of Marine Birds*, CRC Press, 485-525. CRC marine biology series. Boca Raton, Florida: E.A. Schreiber and J. Burger.
- Cadiou, Bernard. 2011. « Cinquième recensement national des oiseaux marins nicheurs en France métropolitaine 2009-2011 ».
- Cadiou, Bernard. 2015. « 5e recensement des oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (2009-2012) ». *Ornithos* 22 (5): 233-57.
- Cadiou, Bernard, Jean-Marc Pons, et Pierre Yésou. 2004. *Oiseaux marins nicheurs de France Métropolitaine (1960-2000) - Biotope éditions*. Editions Biotope. Mèze.
- Campbell, Lisa, Noella Gray, Elliott Hazen, et Janna Shackeroff. 2009. « Beyond Baselines: Rethinking Priorities for Ocean Conservation ». *Ecology and Society* 14 (1). <https://doi.org/10.5751/ES-02774-140114>.
- Chandler, Richard B., Erin Muths, Brent H. Sigafus, Cecil R. Schwalbe, Christopher J. Jarchow, et Blake R. Hossack. 2015. « Spatial Occupancy Models for Predicting Metapopulation Dynamics and Viability Following Reintroduction ». *Journal of Applied Ecology* 52 (5): 1325-33. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12481>.
- Cipro, C. V. Z., P. Bustamante, S. Taniguchi, J. Silva, M. V. Petry, et R. C. Montone. 2019. « Seabird colonies as relevant sources of pollutants in Antarctic ecosystems: Part 2 - Persistent Organic Pollutants ». *Chemosphere* 214 (janvier): 866-76. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.030>.
- Clark, James S. 2005. « Why Environmental Scientists Are Becoming Bayesians ». *Ecology Letters* 8 (1): 2-14. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00702.x>.
- Cressie, N., C. Calder, J. Clark, J. Ver Hoef, et C. Wikle. 2009. « Accounting for uncertainty in ecological analysis: the strengths and limitations of hierarchical statistical modeling ». *Ecological Applications* 19 (3): 553-70.
- Durant, J. M., D. Ø Hjermann, M. Frederiksen, J. B. Charrassin, Y. Le Maho, P. S. Sabarros, R. J. M. Crawford, et N. Chr Stenseth. 2009. « Pros and Cons of Using Seabirds as Ecological Indicators ». *Climate Research* 39 (2): 115-29. <https://doi.org/10.3354/cr00798>.
- Erwin, R. Michael, Joan Galli, et Joanna Burger. 1981. « Colony Site Dynamics and Habitat Use in Atlantic Coast Seabirds ». *The Auk* 98 (3): 550-61. <https://doi.org/10.1093/auk/98.3.550>.
- Erwin, R. Michael, James D. Nichols, T. Brain Eyler, Daniel B. Stotts, et Barry R. Truitt. 1998. « Modeling Colony-Site Dynamics: A Case Study of Gull-Billed Terns (*Sterna nilotica*) in Coastal Virginia ». *The Auk* 115 (4): 970-78. <https://doi.org/10.2307/4089515>.
- Fort, Jérôme, Thomas Lacoue-Labarthe, Hanh Linh Nguyen, Amélie Boué, Jérôme Spitz, et Paco Bustamante. 2015. « Mercury in wintering seabirds, an aggravating factor to

- winter wrecks? » *Science of the Total Environment* 527-528 (septembre): 448-54.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.018>.
- Fortin, Matthieu, Charles-André Bost, Philippe Maes, et Christophe Barbraud. 2013. « The Demography and Ecology of the European Shag *Phalacrocorax Aristotelis* in Mor Braz, France ». *Aquatic Living Resources* 26 (2): 179-85.
<https://doi.org/10.1051/alr/2012041>.
- Francesiaz, Charlotte, Damien Farine, Charlotte Laforge, Arnaud Béchet, Nicolas Sadoul, et Aurélien Besnard. 2017. « Familiarity drives social philopatry in an obligate colonial breeder with weak interannual breeding-site fidelity ». *Animal Behaviour* 124 (février): 125-33. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.12.011>.
- Gelman, A., et D. Rubin. 1992. « Inference from iterative simulation using multiple sequences ». *Statistical Science* 7 (4): 457-511.
- Hamel, Sandra, Nigél G. Yoccoz, et Jean-Michel Gaillard. 2012. « Statistical Evaluation of Parameters Estimating Autocorrelation and Individual Heterogeneity in Longitudinal Studies ». *Methods in Ecology and Evolution* 3 (4): 731-42.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00195.x>.
- Horswill, Catharine, et Robert A. Robinson. 2015. « Review of seabird demographic rates and density dependence ». 552. JNCC Report. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee.
- ICES. 2017. « Report of the OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Marine Birds (JWG-BIRD) ». 49. ICES CM 2017/ACOM. 6-10 November 2017, Riga, Latvia.
- Kéry, Marc, et Michael Schaub. 2012. *Bayesian population analysis using WinBUGS : a hierarchical perspective*. Amsterdam: Academic Press.
- Kildaw, Dean, David B. Irons, et C. Loren Buck. 2008. « Habitat quality and metapopulation dynamics of Black-legged Kittiwakes *Rissa tridactyla* ». *Marine Ornithology* 36 (avril): 35-45.
- Lewison, R., D. Oro, B. J. Godley, L. Underhill, S. Bearhop, R. P. Wilson, D. Ainley, et al. 2012. « Research Priorities for Seabirds: Improving Conservation and Management in the 21st Century ». *Endangered Species Research* 17 (2): 93-121.
<https://doi.org/10.3354/esr00419>.
- Onkelinx, Thierry, Koen Devos, et Paul Quataert. 2017. « Working with Population Totals in the Presence of Missing Data Comparing Imputation Methods in Terms of Bias and Precision ». *Journal of Ornithology* 158 (2): 603-15. <https://doi.org/10.1007/s10336-016-1404-9>.
- OSPAR. 2016. « Common Indicator: Marine Bird Abundance (B1) ». OSPAR Agreement 2016-09. OSPAR CEMP Guidelines.
- Parsons, Matt, Ian Mitchell, Adam Butler, Norman Ratcliffe, Morten Frederiksen, Simon Foster, et James B. Reid. 2008. « Seabirds as Indicators of the Marine Environment ». *ICES Journal of Marine Science* 65 (8): 1520-26.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn155>.
- Pauly, Daniel. 1995. « Anecdotes and the Shifting Baseline Syndrome of Fisheries ». *Trends in Ecology & Evolution* 10 (10): 430. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)89171-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)89171-5).
- Plummer, Martyn. 2003. « JAGS: A Program for Analysis of Bayesian Graphical Models Using Gibbs Sampling ». In , 10 p. Vienna, Austria.
- Projet Life+ ENVOLL. 2018. Actes du séminaire final, Palais des Congrès, Arles 15 - 17 octobre 2018, 102 p.

- Rhodes, Jonathan R., et Niclas Jonzén. 2011. « Monitoring temporal trends in spatially structured populations: how should sampling effort be allocated between space and time ? » *Ecography* 34 (6): 1040-48.
- Robinson, Robert A., Catriona A. Morrison, et Stephen R. Baillie. 2014. « Integrating Demographic Data: Towards a Framework for Monitoring Wildlife Populations at Large Spatial Scales ». *Methods in Ecology and Evolution* 5 (12): 1361-72. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12204>.
- Ross, Beth E., Mevin B. Hooten, et David N. Koons. 2012. « An Accessible Method for Implementing Hierarchical Models with Spatio-Temporal Abundance Data ». *PLOS ONE* 7 (11): e49395. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0049395>.
- Schreiber, E.A., et Joanna Burger. 2001. *Biology of Marine Birds*. CRC Press. CRC Marine Biology Series. Boca Raton, Florida.
- Sherley, Richard B., Barbara J. Barham, Peter J. Barham, Kate J. Campbell, Robert J. M. Crawford, Jennifer Grigg, Cat Horswill, et al. 2018. « Bayesian Inference Reveals Positive but Subtle Effects of Experimental Fishery Closures on Marine Predator Demographics ». *Proc. R. Soc. B* 285 (1871): 20172443. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2443>.
- Ter Braak, C.J.F., A.J. Van Strien, R. Meijer, et T.J. Verstrael. 1994. « Analysis of monitoring data with many missing values : which method ? » *Bird Numbers* 1992: 663-73.
- Touzalin, Frédéric. 2017. « Evolutionary demography of a partial migrant shorebird species ». Toulouse: Université Toulouse 3 Paul Sabatier.
- UICN France. 2018. *Guide pratique pour la réalisation de Listes rouges régionales des espèces menacées - Méthodologie de l'UICN & démarche d'élaboration*. Seconde édition. Paris, France.
- Wikle, Christopher K. 2003. « Hierarchical Models in Environmental Science ». *International Statistical Review* 71 (2): 181-99. <https://doi.org/10.1111/j.1751-5823.2003.tb00192.x>.

7. Remerciements

Nous tenons à remercier l'ensemble des structures suivantes pour nous avoir communiqué les données à leur disposition : Amis des Marais du Vigueirat, Association de défense de l'environnement et de la nature des pays d'Agde, Association Finocchiarola-pointe du Cap Corse, Aude Nature, Bretagne Vivante - SEPNEB, Centre de la Mer de Biarritz, Centre d'études du milieu d'Ouessant, Centre ornithologique du Gard, Communauté de Communes Noirmoutier, gestionnaire de la RNR du Polder de Sébastopol, Conseil général Ile-et-Vilaine, Conservatoire des espaces naturels du Languedoc-Roussillon, Conservatoire d'espaces naturels de Corse, Conservatoire d'espaces naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur, Conservatoire du littoral, DREAL Corse, Espaces Départementaux Naturels du Pas-de-Calais, Gard Nature, Grand Port Maritime de Dunkerque, Groupe d'Etudes Ornithologiques des Côtes-d'Armor, Groupe d'observation et d'Etude des Lieux Anthropiques et Naturels proches de Dunkerque, Groupe ornithologique des Pyrénées et de l'Adour, Groupe ornithologique du Roussillon, Groupe ornithologique et naturaliste du Nord Pas de Calais, Groupe ornithologique normand, Groupe ornithologique picard, Ligue pour la protection des oiseaux (RNN-Sept-Iles, RNN Mullembourg, RNN-Lilleau des Niges, RNN Moëze-Oléron), Aquitaine, PACA, 11, 17, 34, 44, 85), Mairie de Pleubian - RNR Talbert, Maison de l'Estuaire - RNN estuaire Seine, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Parc national de Port-Cros, Parc national des Calanques, Parc naturel marin d'Iroise, Parc naturel régional d'Armorique, Parc naturel régional du golfe du Morbihan, Parc ornithologique du Teich, Picardie nature, Réserve Naturelle de Scandola / PNRC, Réserve naturelle des Bouches de Bonifacio (OEC/PMIBB), RNN baie de Somme - PO Marquenterre, RNN Cousseau, Société pour l'étude, la protection et l'aménagement de la nature dans le Sud-Ouest, syndicat mixte grand site cap d'Erquy cap Fréhel, Tour du Valat, Université Toulouse, Vivarmor Nature.