RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

OFB
OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITÉ

MIGRALION

Caractérisation de l'utilisation du golfe du Lion par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires

Rapport final

Lot 6 « Développement de méthodes permettant l'analyse des différentes données produites dans le cadre du programme et issues d'autres projets »

Livrables 36 et 37

Octobre 2025

Partenaires scientifiques et techniques

Financeurs du programme

Programme financé par l'Office français de la biodiversité (OFB), la Direction Générale de l'Énergie et du Climat (DGEC), Direction de l'Eau et de la Biodiversité (DEB), la région Occitanie et la région Sud

SUIVI DU DOCUMENT

Auteur.e.s	CANONNE, C., QUEROUE, M., ROQUES, S., LAURET, V., SCHROLL, L., CAT, V., COURBIN, N., PLANQUE, Y., CHAMPAGNON, J., DURIEZ, O., BESNARD, A.	Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE- CNRS), France Energies Marines (FEM), Tour du Valat (TdV)
Coordinateurs scientifiques et techniques du projet	Yann PLANQUE Aurélien BESNARD	France Énergies Marines (FEM) Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE) – EPHE
Pilotage du projet	Constance AUDIFFREN	Office Français de la Biodiversité (OFB)
Titre du document	MIGRALION - Caractérisation de l'utilisation du golfe du lion par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires : Rapport final du Lot 6 « Développement de méthodes permettant l'analyse des différentes données produites dans le cadre du programme et issues d'autres projets ». Livrables L36 et L37.	
Statut du document	Version 2, corrections	
Date de sauvegarde	03/10/2025	
Date de diffusion	08/10/2025	
Version du document	Version VF	
Nom du fichier	MIGRALION_L36_L37_Lot6_VF.pdf	
Nombre de pages	169 pages	
Niveau de diffusion	Public	

HISTORIQUE DES CHANGEMENTS

Version	Date	Modifié par	Modifications / Sections
1	26/05/2025	Coline CANONNE, Maud QUEROUE, Sébastien ROQUES, Aurélien BESNARD	Rédaction du document initial
2	20/09/2025	Coline CANONNE	Corrections dans l'ensemble du document à la suite des relectures OFB/DGEC/DEB/DREAL

APPROBATION

Version	Date	Approuvé par	Titre
Finale	03/11/2025	Yann PLANQUE, FEM	Coordinateur du projet
Signature : 			
Finale	03/11/2025	Constance AUDIFFREN, OFB	Pilote du projet
Signature : 			

Office français de la biodiversité
Délégation de façade maritime Méditerranée
Immeuble CMCI - 4ème étage
2, rue Henri Barbusse
13 001 Marseille

CITATION DU DOCUMENT / *HOW TO CITE THIS DOCUMENT*

Comment citer ce document : CANONNE, C., QUEROUE, M., ROQUES, S., LAURET, V., SCHROLL, L., CAT, V., COURBIN, N., PLANQUE, Y., CHAMPAGNON, J., DURIEZ, O., BESNARD, A. 2025. MIGRALION - Caractérisation de l'utilisation du golfe du lion par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires : Rapport final du Lot 6 « Développement de méthodes permettant l'analyse des différentes données produites dans le cadre du programme et issues d'autres projets ». *Rapport pour l'OFB*. 169 PP. MIGRALION : Lot 6 | Eoliennes en mer

Contexte et objectifs du programme MIGRALION

Située au carrefour de voies majeures de migration, la France joue un rôle clé dans les déplacements migratoires de l'avifaune. Le golfe du Lion (Méditerranée française) constitue notamment un espace maritime stratégique pour l'avifaune marine et l'avifaune terrestre migratrice, fréquenté ou ponctuellement survolé par des millions d'individus appartenant à de nombreuses espèces d'oiseaux — environ 300 espèces migratrices fréquentent la zone.

Cependant, un constat de déficit de connaissances sur l'avifaune en mer au niveau du golfe du Lion a été mis en évidence par la communauté scientifique, les associations naturalistes, les gestionnaires d'espaces naturels et les services de l'État. Ces lacunes de connaissances concernent à la fois l'avifaune terrestre migratrice — de nombreuses espèces peuvent passer ponctuellement en mer pendant les périodes de migration prénuptiale (Sud-Nord) et de migration postnuptiale (Nord-Sud) — et l'avifaune marine, dont les connaissances sur les zones d'utilisations du milieu marin par certaines espèces s'avéraient parcellaires ou peu documentées.

Le secteur du golfe du Lion est marqué par de multiples projets d'usage, dont notamment le développement de parcs éoliens en mer flottants. En effet, l'état français prévoit, dans le cadre de la programmation pluriannuelle de l'énergie (PPE), d'arriver à une puissance installée d'éoliennes en mer (posé et flottant) d'environ 45 GW à l'horizon 2050, destinée à la production d'électricité.

À la suite du débat public « la mer un débat », portant sur la mise à jour des volets stratégiques des documents stratégiques de façade (DSF) et la cartographie des zones maritimes et terrestres prioritaires pour l'éolien en mer, l'État a détaillé les zones de développement de l'éolien en mer. Ces éléments ont été publiés au Journal officiel de la République française du 18 octobre 2024 (https://www.legifrance.gouv.fr/download/file/Jb5GEIw-__g4nOgkwvqUCu6yplGEb0Xgie4-T-nS53g=/JOE_TEXTE).

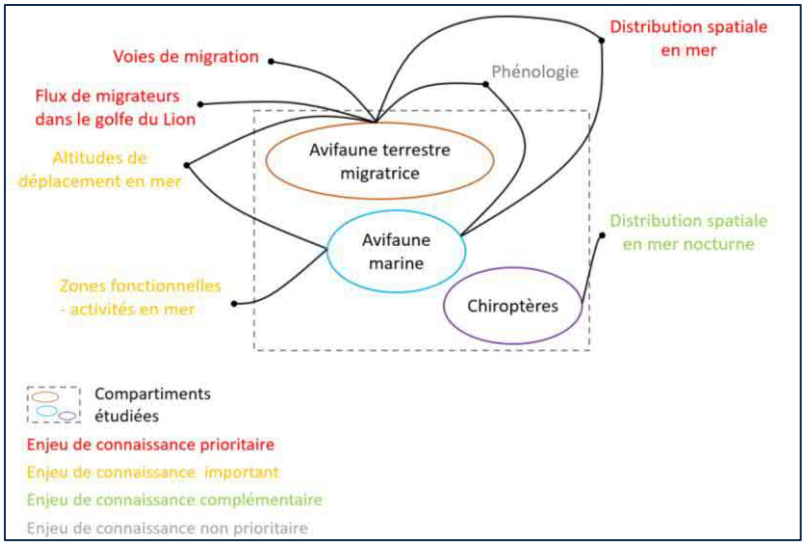
Dans le contexte de développement de parcs éoliens en mer dans le golfe du Lion, il est apparu essentiel d'améliorer les connaissances sur l'avifaune marine et terrestre migratrice à l'échelle de ce secteur. Cela concerne notamment les flux migratoires et les fonctionnalités des zones en mer, qu'il s'agisse d'espèces résidentes, de passage, présentes durant une partie de leur cycle biologique annuel ou ponctuellement. Cette acquisition de connaissances est cruciale pour anticiper au mieux les zones d'impact potentiel liées à ces nouveaux usages.

Un travail d'identification des enjeux liés à l'acquisition de connaissances a été mené (cf. ***Figure ci-après***). Pour y répondre, l'Office français de la biodiversité (OFB) a lancé en 2021 le programme MIGRALION, prévu pour une durée de quatre ans, dont trois années consécutives ont été consacrées à l'acquisition de données.

Les objectifs de MIGRALION sont ainsi d'acquérir des connaissances sur :

- Les espaces maritimes du golfe du Lion utilisés par les oiseaux marins ;
- Les zones de passages principales (flux les plus intenses) des oiseaux migrateurs terrestres dans le golfe du Lion ;

- Les hauteurs de vol des oiseaux marins et des oiseaux migrateurs terrestres sur cet espace maritime ;
- La phénologie des migrations en mer ;
- Les caractéristiques de vols de l'avifaune en mer.



Besoins de connaissance identifiés avant la mise en place de MIGRALION sur les compartiments « avifaune terrestre migratrice », « avifaune marine » et « chiroptères », et hiérarchisation de ces enjeux de connaissance

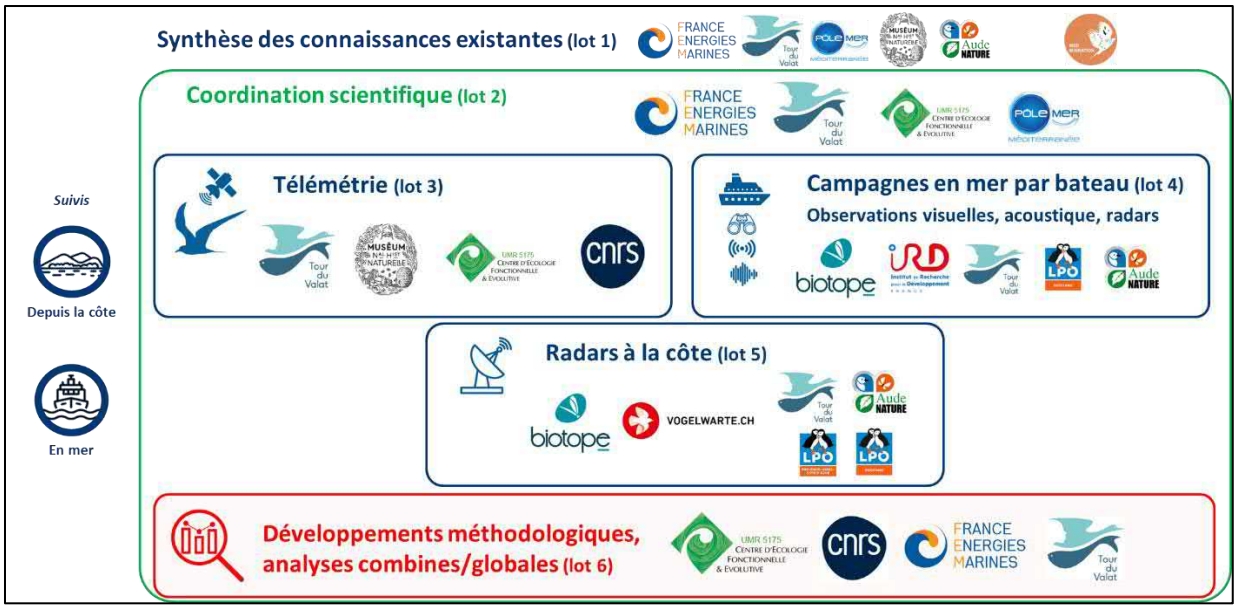
MIGRALION s'appuie sur une large diversité de moyens humains et techniques, mobilisés pour acquérir ces nouvelles connaissances : observations visuelles à terre, baguage, suivis télémétriques, campagnes en mer (observations visuelles, radars embarqués et acoustique), ainsi que suivis par radars ornithologiques à la côte. La plus-value du programme réside également dans la combinaison de ces jeux de données et dans une analyse intégrée globale, afin de répondre aux questions scientifiques.

Ce programme est structuré autour de six lots, dont un d'état de l'art des connaissances préalables (lot 1), un de coordination (lot 2), trois consacrés à l'acquisition des données (lots 3 à 5) et un dédié à l'analyse globale (lot 6) :

- **Lot n°1** : Synthèse bibliographique, recensement de données, gestion de l'accessibilité des données
- **Lot n°2** : Coordination, expertise et dissémination des résultats du programme
- **Lot n°3** : Télémétrie migrateurs terrestres et oiseaux marins
- **Lot n°4** : Campagnes en mer par bateau
- **Lot n°5** : Radar s ornithologique s à la côte
- **Lot n°6** : Développement de méthodes permettant l'analyse des différentes données produites dans le cadre du programme et issues d'autres projets.

Chaque lot du programme a fait office d'un marché public ouvert par l'OFB. La mise en œuvre des actions de chaque lot a reposé sur la réalisation de différents livrables, tout au long du programme.

Le consortium qui a été retenu pour mettre en place les actions du programme projet est présenté schématiquement dans la ***Figure ci-après***. Il est composé de laboratoires d'instituts de recherche, de bureaux d'études ainsi que d'associations naturalistes, experts sur les thématiques adressées.



Composition du consortium du programme MIGRALION (2021-2025)

MIGRALION est ainsi un programme inédit, par l'ampleur des jeux de données acquis sur l'avifaune en mer, dans le golfe du Lion. Pour la première fois en France, et plus particulièrement dans le golfe du Lion, des méthodes de suivis complémentaires de l'avifaune ont été mises en œuvre sur **plusieurs années consécutives**, puis **les données ont été combinées pour une analyse intégrée**. L'objectif de cette acquisition de connaissances est d'éclairer la mise en œuvre des politiques publiques de préservation des espèces et de leurs habitats naturels, afin de mieux évaluer et encadrer les interactions entre ces espèces et les activités humaines.

L'ensemble des livrables, ainsi que les jeux de données brutes et prétraitées, ont vocation à être rendus publics.

Le budget total pour la réalisation du projet est de 4.2M€.

MIGRALION est financé par l'Office français de la biodiversité (OFB), la Direction Générale de l'Énergie et du Climat (DGEC), Direction de l'Eau et de la Biodiversité (DEB), la région Occitanie et la région Sud.

Objectifs de ce rapport

Ce document correspond au **rapport final méthodologique et d'analyses du lot 6 « Développement de méthodes permettant l'analyse des différentes données produites dans le cadre du programme et issues d'autres projets » du programme MIGRALION**, et constitue les livrables L36 et L37 du cahier des clauses techniques particulières (CCTP) du programme. Il présente l'ensemble des **résultats finaux acquis par le lot 6 du programme MIGRALION**, obtenus à l'issue de quatre années du programme (2021 – 2025), incluant les données acquises par les lots 3, 4 et 5, durant trois années consécutives.

Il s'intègre dans une série de quatre rapports finaux de présentation des résultats de MIGRALION (un rapport par lot d'acquisition des données ou d'analyse globale des données) :

- CHAMPAGNON, J., COURBIN N., DUFOUR P., TILLO S., DENOUAL L., GREMILLET D., JIGUET F., DURIEZ O. 2025. MIGRALION - Caractérisation de l'utilisation du golfe du lion par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires **: Rapport final d'analyses du Lot 3 « Télémétrie, migrateurs terrestres et oiseaux marins ».** Rapport pour l'OFB. 168 PP. MIGRALION : lot 3 | Eoliennes en mer
- ASSALI, C., DELCOURT, V., DELELIS, N. 2025. MIGRALION - Caractérisation de l'utilisation du golfe du lion par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires : **Rapport final d'analyses du Lot 4 « Campagnes en mer par bateau »**. Rapport pour l'OFB. 331 PP. MIGRALION : lot 4 | Eoliennes en mer

- DELCOURT, V., SCHOPPER, H., SCHMID, B., HAMON, A., ASSALI, C., DAÏDÉ, C. 2025. MIGRALION - Caractérisation de l'utilisation du golfe du lion par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires : **Rapport final d'analyses du Lot 5 « Radars ornithologiques à la côte »**. Rapport pour l'OFB. 123 PP. MIGRALION : lot 5 | Eoliennes en mer

- CANONNE, C., QUEROUE, M., ROQUES, S., LAURET, V., SCHROLL, L., CAT, V., COURBIN, N., PLANQUE, Y., CHAMPAGNON, J., DURIEZ, O., BESNARD, A. 2025. MIGRALION - Caractérisation de l'utilisation du golfe du lion par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires : **Rapport final du Lot 6 « Développement de méthodes permettant l'analyse des différentes données produites dans le cadre du programme et issues d'autres projets »**. *Rapport pour l'OFB*. 169 PP. MIGRALION : lot 6 | Eoliennes en mer

Une synthèse de l'ensemble de ces rapports finaux, construite sur la base des résumés (en français) et des abstracts (en anglais) des rapports finaux des lots d'acquisition des données (lots 3, 4 et 5) et du lot d'analyses globales (lot 6), et présentant une synthèse des actions de valorisation, est également disponible :

- Consortium MIGRALION et Office Français de la Biodiversité. 2025. MIGRALION - Caractérisation de l'utilisation du golfe du lion par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires : Rapport de synthèse final / Final Synthesis Report. 100 PP. MIGRALION : Synthèse finale | Eoliennes en mer MIGRALION | Eoliennes en mer

Le programme MIGRALION est également valorisé à travers des **rapports bibliographiques** préalablement réalisés par le lot 1 « Synthèse bibliographique, recensement de données, gestion de l'accessibilité des données »**,** et des **outils de communication des résultats finaux** produits par le lot 2 « Coordination, expertise et dissémination des résultats du programme » :

- BON, C., DE GRISSAC, S., GIRARD, T. 2021. MIGRALION - Caractérisation de l'utilisation du golfe du lion par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires. **Rapport final lot 1 : « Rapport sur l'état des connaissances de la faune volante dans le golfe du Lion »**. *Rapport pour l'OFB*. 111 PP. MIGRALION | Synthèse bibliographique
- DEYNA, C., CHAMPAGNON, J. 2021. MIGRALION - Caractérisation de l'utilisation du golfe du lion par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires. **Rapport final lot 1 : « Rapport du recensement et analyse des données non traitées et non publiées sur la faune volante migratrice en méditerranée française »**. *Rapport pour l'OFB*. 25 PP. MIGRALION | Rapport recensement données
- PLANQUE, Y., AUDIFFREN, C., ASSALI, C., BESNARD, A., BON, C., CANONNE, C., CAT, V., CHAMPAGNON, J., CHATEAUGIRON, T., COURBIN, N., DAÏDE, C., DEFRANCESCHI, C., DELELIS, N., DE GRISSAC, S., DELCOURT, V., DENOUAL, L., DRAGONNET, T., DUFOUR, P., DURIEZ, O., FRETIN, M., GAILLY, V., GREMILLET, D., HERMELOUP, C., HERROUIN, G., JEANNIN, B., JIGUET, F., LAURET, V., LECORPS, F., LIEBAULT, V., PREVOT, J., QUEROUE, M., REY, F., ROQUES, S., ROUSSEAU, R., SAEZ, J., SCHMID, B., SCHROLL, L., TILLO, S. 2025. **MIGRALION – A large-scale research programme on the flying fauna of the Gulf of Lion (Mediterranean Sea, France). A series of five scientific posters presenting the main results**. 8th Conference on Wind energy & Wildlife impacts (CWW), Montpellier, France. 8-12 September 2025. Posters disponibles en ligne MIGRALION : Lot 2 - Posters | Eoliennes en mer

Ces livrables ont été remis par le consortium à l'Office Français de la Biodiversité (OFB), maître d'œuvre du programme. Ils ont été relus par l'OFB, la Direction Générale de l'Énergie et du Climat (DGEC), la Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB) et la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Occitanie, puis validés par l'OFB.

Résumé étendu – Lot 6 « Développement de méthodes permettant l'analyse des différentes données produites dans le cadre du programme et issues d'autres projets »

Contexte et problématiques abordées

La mer Méditerranée abrite une importante diversité d'espèces marines et constitue une importante voie de passage pour de nombreuses espèces migratrices en transit entre leurs aires d'hivernage et de reproduction. Depuis plusieurs décennies, le golfe du Lion fait face à une augmentation notable des pressions[*] humaines : développement du tourisme, urbanisation, pêche, trafic maritime, loisirs nautiques auxquels s'ajoutent les effets[**] des changements climatiques modifiant profondément les écosystèmes marins. Dans ce contexte, la planification actuelle des projets d'éolien flottant en Méditerranée, et plus particulièrement dans le golfe du Lion, pose d'importantes questions quant aux impacts potentiels de ces infrastructures sur les dynamiques écologiques de la zone et les espèces la fréquentant. Pour aboutir à une planification écologique durable de ces projets, il est indispensable qu'une partie de la réflexion s'appuie sur une bonne compréhension de l'utilisation de l'espace par les oiseaux marins et migrateurs

À ce jour, aucune technologie ne permet de collecter l'ensemble des informations nécessaires pour décrire de façon précise l'utilisation du golfe du Lion par l'avifaune en quatre dimensions (longitude, latitude, altitude et temps) à l[1]'échelle d'une zone aussi grande que celle du golfe de Lion. Les objectifs des **lots 3 à 5** de MIGRALION ont consisté à déployer différentes technologies permettant de collecter des informations complémentaires les unes des autres, pour décrire la migration en Méditerranée et l'utilisation du golfe par les oiseaux marins. Néanmoins, prises indépendamment, ces données ne fournissent qu'une information partielle sur l'utilisation du golfe par l'avifaune, chaque méthode présentant des limites. L'objectif du lot 6, présenté dans le chapitre 6 du rapport étendu MIGRALION (Canonne et al. 2025), et résumé ci-dessous, était de développer des méthodologies de traitement et d'analyses statistiques combinées des données acquises par les moyens déployés dans les **lots 3, 4 et 5** et de les appliquer sur les données collectées de manière à répondre aux questions suivantes :

1. Comment les oiseaux marins utilisent-ils l'espace marin du golfe du Lion ?
2. Quelles sont les zones présentant les flux d'oiseaux migrateurs les plus intenses au sein du golfe du Lion ?
3. À quelle hauteur volent les migrateurs terrestres lorsqu'ils traversent le golfe du Lion ?

[*] Pression : Traduction des activités anthropiques dans le milieu pouvant se matérialiser éventuellement par le changement d'état, dans l'espace ou dans le temps, des caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques du milieu.
[**] Effets : Conséquences objectives de l'introduction d'une ou plusieurs pressions susceptibles de générer un impact sur la biocénose marine.

Dans chaque partie, nous présentons les résultats de ces analyses et discutons des implications de des connaissances acquises pour la planification des parcs éoliens et l'évaluation de leurs impacts potentiels sur l'avifaune.

Pour les deux premières questions, lorsque 'l'on fait mention d'utilisation relative de l'espace, nous désignons la distribution de l'intensité d'usage d'un territoire par les individus d'une population, d'une espèce, ou d'un groupe d'espèces (migrateurs terrestres), comparée entre différentes zones de l'aire d'étude. Elle exprime quelles portions de l'espace sont utilisées plus ou moins fréquemment, sans fournir de valeurs absolues de densité ou de temps passé.

1) Comment les oiseaux marins utilisent-ils l'espace marin du golfe du Lion ?

Nous avons développé un modèle statistique permettant de prendre en compte, dans une même analyse, des données de comptages en mer et des localisations obtenues par télémétrie GPS (Lauret et al., 2025 ; **Figure 1**). Ce modèle statistique se décompose en deux compartiments dont le lien se fait via les paramètres des courbes de réponses aux variables de l'environnement et permet de corriger la détection imparfaite des individus lors des comptages. Un premier sous-modèle estime combien d'oiseaux sont présents dans chaque cellule de la grille à partir des données de comptage, tandis que le second sous-modèle analyse comment ces animaux utilisent leur environnement en se basant sur leurs déplacements enregistrés par GPS. Enfin, l'utilisation relative de l'espace géographique d'étude prédite par le modèle est cartographiée et sa représentation est accompagnée d'une mesure d'incertitude (coefficient de variation) pour chaque cellule de la grille. Une dernière étape consiste à pondérer l'utilisation relative prédite pour chaque espèce par un coefficient de vulnérabilité vis à vis de l'éolien pour aboutir à une carte synthétique de la vulnérabilité relative sur la zone d'étude.

A noter que la mesure d'incertitude présentée ici (CV) transcrit le degré de confiance spatial dans les cartes prédites, c'est à dire leur stabilité vis à vis des variations d'échantillonnage ou des choix du modèle. Dans le cas de carte pondérées de vulnérabilité relative, il mesure la variabilité relative de l'indice de vulnérabilité, en tenant compte des incertitudes de toutes les couches qui ont servi à le construire. Elle ne prend donc pas en compte, par exemple, l'incertitude associée aux espèces non considérées dans l'analyse.

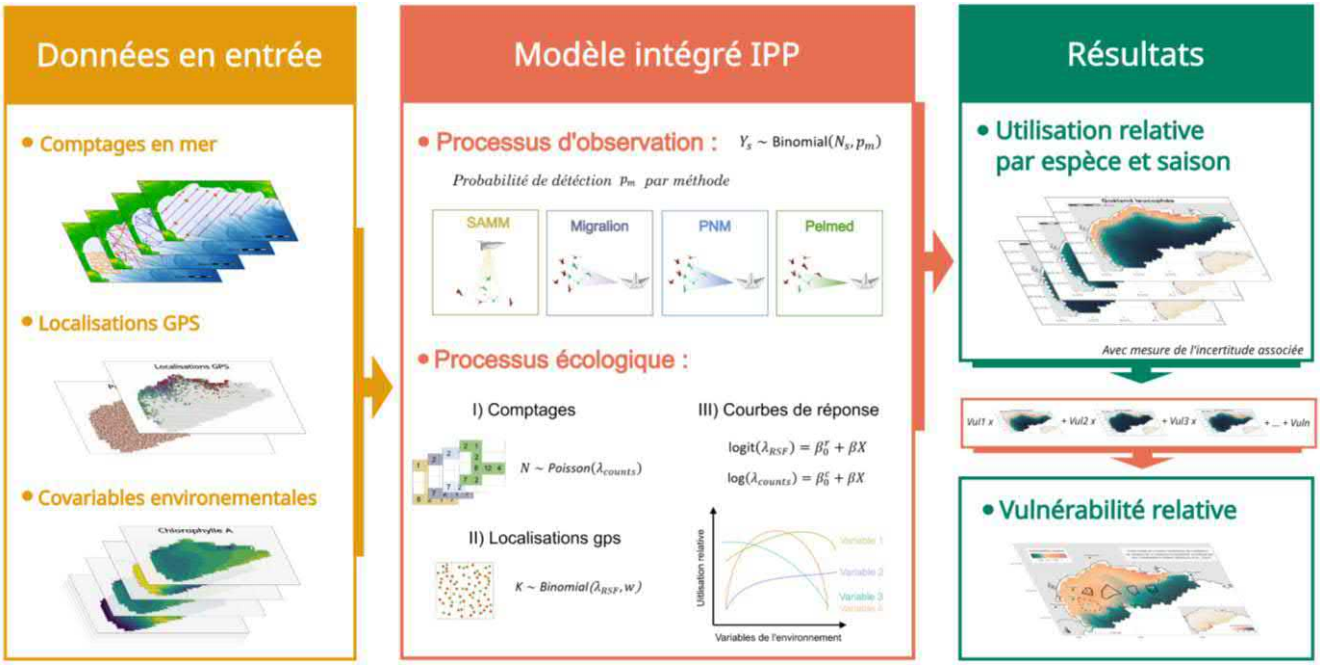


Figure 1 : Modélisation intégrée de l'utilisation relative du golfe du Lion par les oiseaux marins.

La combinaison de données de comptages visuels en mer provenant de quatre programmes (MIGRALION lot 4, PELMED, Parc Naturel Marin du golfe du Lion, SAMM) nous a permis d'élaborer des cartes d'utilisation relative du golfe du Lion pour huit espèces (ou groupes d'espèces) d'oiseaux marins en période de reproduction, et 14 espèces en période hivernale. Il s'agit des espèces les plus communes dans le golfe du lion, parmi les 25 d'espèces d'oiseaux marins présentes de façon régulières en hiver et la douzaine présentes lors de la période de reproduction. Les quelques espèces non considérées dans l'analyse sont soit assez rares, soit très côtières. Toutes ces espèces font l'objet d'un statut de protection en France, certaines, telles que puffin des baléares ou encore le macareux moine sont considérées en danger critique. Par ailleurs, la France a une responsabilité particulière vis à vis du Puffin de Yelkouan, strictement endémique de la Méditerranée. Ces données ont ensuite été combinées à des localisations de suivis GPS (Lot 3 MIGRALION + programmes extérieurs) pour quatre espèces nicheuses, dont trois espèces hivernantes.

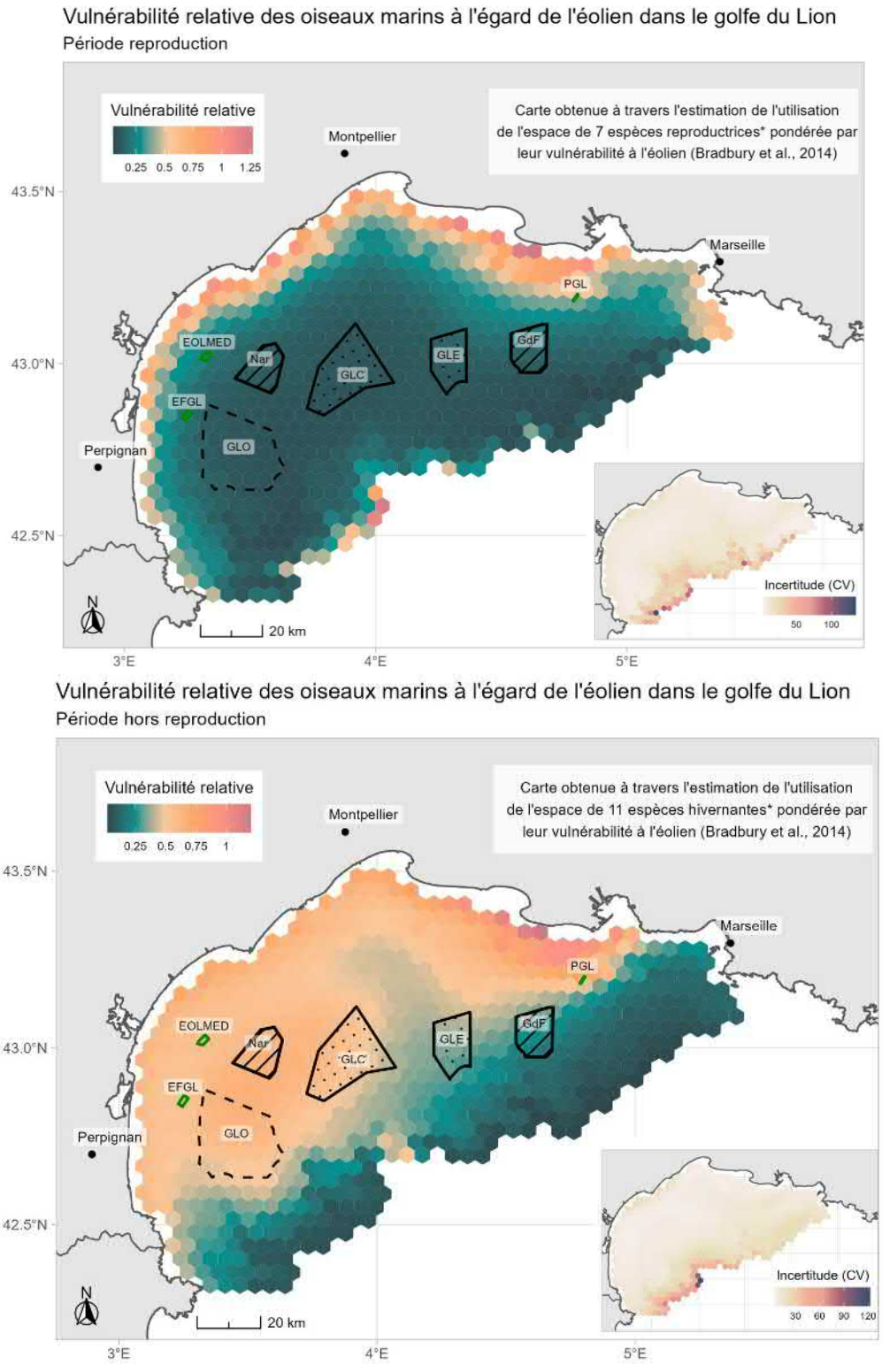


Figure 2 : Carte représentant la vulnérabilité des oiseaux marins étudiés face aux projets éoliens dans le golfe du Lion ainsi que la mesure de l'incertitude associée (en bas à droite), en haut en période de

reproduction, et en bas, hors de la période de reproduction. Ces cartes sont issues de modélisations réalisées avec des données acquises de 2022 à 2024.

Les cartes de vulnérabilité des oiseaux marins étudiés vis à vis du risque éolien révèlent des niveaux de vulnérabilité contrastés au sein du golfe du Lion. Tandis qu'en période de reproduction les zones de risque relatif le plus élevé se situent principalement près des côtes, en dehors de la période de reproduction s'ajoutent à ces zones des zones plus au large, en particulier à l'ouest du golfe. Il est cependant important de noter que les cartes de vulnérabilité au risque éolien présentées ici ne permettent pas une évaluation exhaustive de la sensibilité de l'ensemble des espèces d'oiseaux marins fréquentant le golfe du Lion, mais offrent une première approche, intégrant une part importante des espèces les plus régulièrement observées dans la zone. Ces cartes constituent ainsi une base utile pour la planification spatiale de l'éolien offshore et les évaluations environnementales. Elles pourront être affinées et enrichies au fur et à mesure de l'acquisition de nouvelles données, permettant, à terme, une prise en compte plus complète de la diversité spécifique et des dynamiques spatio-temporelles des populations d'oiseaux marins.

2) Quelles zones présentent les flux migratoires les plus intenses au sein du golfe du Lion ?

A travers une collaboration entre les programmes MIGRATLANE et MIGRALION, nous avons construit un modèle de spatialisation des flux migratoires (Figure 3), permettant de combiner les données issues du radar vertical embarqué lors des campagnes en mer du lot 4 de MIGRALION (pondérés par les données issues des radars ornithologiques de type BirdScan déployés dans le lot 5), les données de télémétrie GPS récoltées dans le cadre du lot 3 de MIGRALION ainsi que des données de télémétrie GPS issus de programmes de recherche extérieurs.

Le modèle statistique est utilisé pour estimer l'intensité migratoire relative au sein du golfe du Lion. Ce modèle se décompose en deux compartiments dont le lien se fait via les paramètres de la fonction de réponse reliant l'intensité migratoire relative aux coordonnées géographiques (longitude et latitude). Un premier sous-modèle estime combien d'oiseaux sont présents dans chaque cellule des transects à partir des échos enregistrés par radar, tandis que le second sous-modèle analyse comment ces animaux utilisent l'espace en se basant sur leurs déplacements enregistrés par GPS, puis une extrapolation est faite sur l'ensemble de la zone à partir de ces liens à la longitude et latitude. Enfin, nous avons comparé les distributions d'intensité migratoires au sein des zones considérées pour le développement éolien avec l'ensemble de la bande de mer favorable à la construction de parcs dans le golfe du Lion (de 0 à 60 km de la côte).

A noter que dans ce modèle, contrairement à celui effectué pour les oiseaux marins, l'utilisation relative de l'espace par les migrateurs terrestres est à l'échelle du groupe d'espèce des migrateurs terrestres. Il n'est alors pas possible de pondérer pour les différents indices relatifs à la vulnérabilité de chaque espèce.

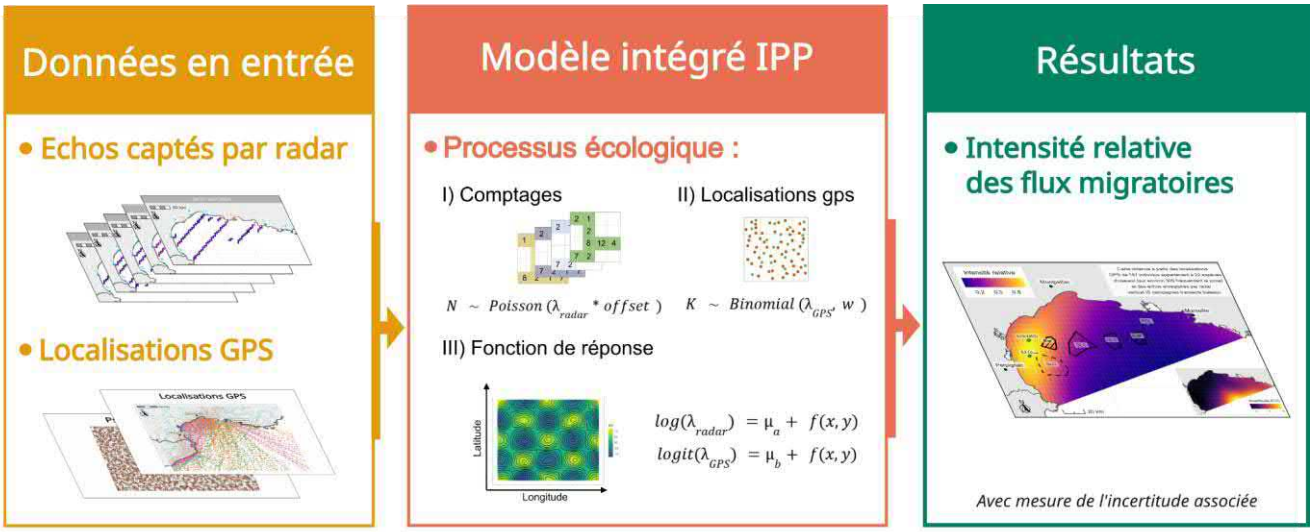


Figure 3 : Modélisation intégrée de l'intensité migratoire relative au sein du golfe du Lion par les oiseaux migrateurs terrestres. Les modèles d'intensité migratoire relative développés dans le cadre de MIGRALION permettent de produire des cartes à une résolution relativement fine (mailles de 4 km* 5,5 km, soit 23 km²) à l'échelle du golfe du Lion (15 000 km^2), ces cartes sont, à notre connaissance, les premières représentant la variation spatiale des flux d'oiseaux migrateurs terrestres en mer à l'aide de combinaisons de différentes sources de données. Les cartes expriment quelles portions de l'espace sont utilisées plus ou moins fréquemment, sans fournir de valeurs absolues de densité ou de temps passé.

Nos résultats montrent que les zones où l'intensité migratoire est plus importante durant la migration postnuptiale (du nord vers le sud pour la plupart des espèces) sont généralement comprises dans une bande entre 0 et 50 km de la côte et plus particulièrement sur la moitié Ouest du golfe du Lion. Dans cette bande, on voit se dessiner un axe assez large partant de la Camargue et longeant la côte jusqu'à la frontière espagnole. On note également, mais dans une moindre mesure, une utilisation partant plein sud vers la mer, ainsi que des zones utilisées dans la bande de mer vers l'est.

Si l'on s'intéresse maintenant à la migration prénuptiale (du sud vers le nord pour la plupart des espèces), on peut voir que le patron général présente des similitudes avec celui estimé pour la migration postnuptiale. Cependant, nous pouvons noter que le flux est encore plus côtier et que les intensités migratoires les plus importantes se trouvent sur la partie Ouest du golfe du Lion.

Ces résultats montrent une superposition importante, en particulier lors de remontée des migrateurs en saison prénuptiale, entre les zones de forte intensité migratoire et celles des zones envisagées pour la construction de parcs éoliens offshore dans le golfe du Lion, en particulier celles de Narbonnaise et Golfe du Lion Ouest.

A noter que cette approche se base sur la modélisation de l'utilisation relative au sein du zone, et ne modélise pas les déplacements des individus. Il n'y a donc pas directement de notion de direction.

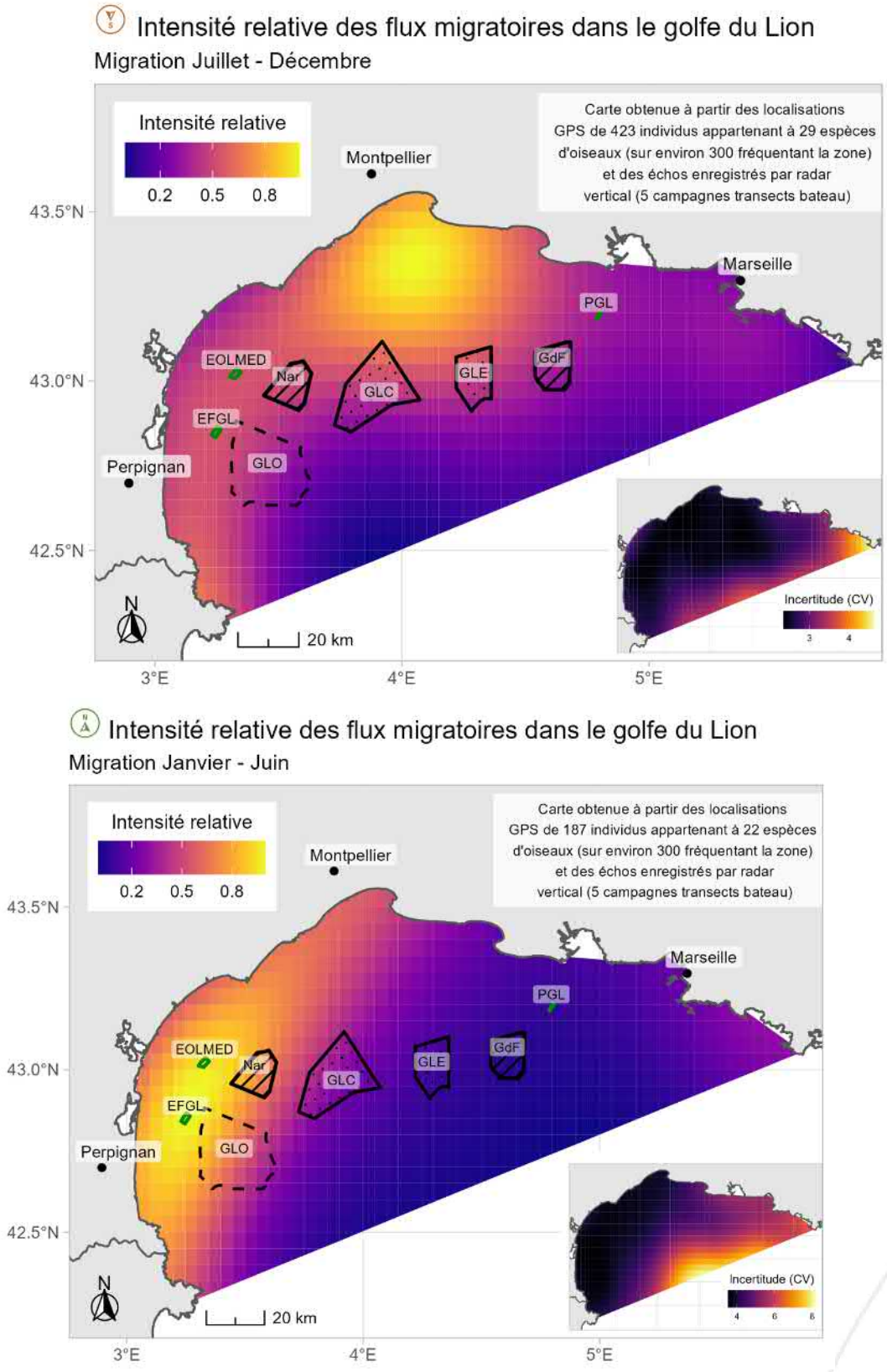


Figure 4 : Carte représentant l'utilisation relative du golfe du Lion par les oiseaux migrateurs ainsi que la mesure des incertitudes associées (en bas à droite), en haut lors de la période Juillet-Décembre et

en bas lors de la période Janvier-Juin. Ces cartes sont issues de modélisations réalisées avec des données acquises de 2014 à 2025 (dont 95% entre 2021 et 2024).

3) À quelle hauteur volent les migrateurs terrestres de grande taille lorsqu'ils traversent le golfe du Lion ?

Afin de modéliser la distribution des hauteurs de vol des oiseaux migrateurs terrestres de grande taille **(Figure 5**), nous avons construit un modèle intégré permettant de combiner les hauteurs de vols mesurées par suivis GPS lors de trajectoires au-dessus du golfe du Lion (**Lot 3** + programmes extérieurs) avec les altitudes des échos enregistrés à la côte par radar ornithologiques de type BirdScan (**Lot 5**). Le principe de ce modèle est de faire l'hypothèse d'une distribution commune, considérée réelle, qui est résumée par sa moyenne et sa variance. Puis, deux sous-modèles renseignent sur ces paramètres tout en prenant en compte les différences d'observation (erreurs de mesure des GPS, altitudes échantillonnées par le radar). A noter que dans le modèle intégré, la distribution des hauteurs de vol est modélisée pour l'ensemble de la zone d'étude, et non en fonction de la distance à la côte.

Nous avons également construit un second modèle en n'utilisant cette fois que les altitudes mesurées par GPS, pour tirer profit de l'information spatiale et biologique (espèce/individu) qu'elles contiennent. Ce modèle nous a permis d'explorer comment les hauteurs de vol varient entre groupes d'espèces, et comment la distribution évolue en fonction de la distance à la côte.

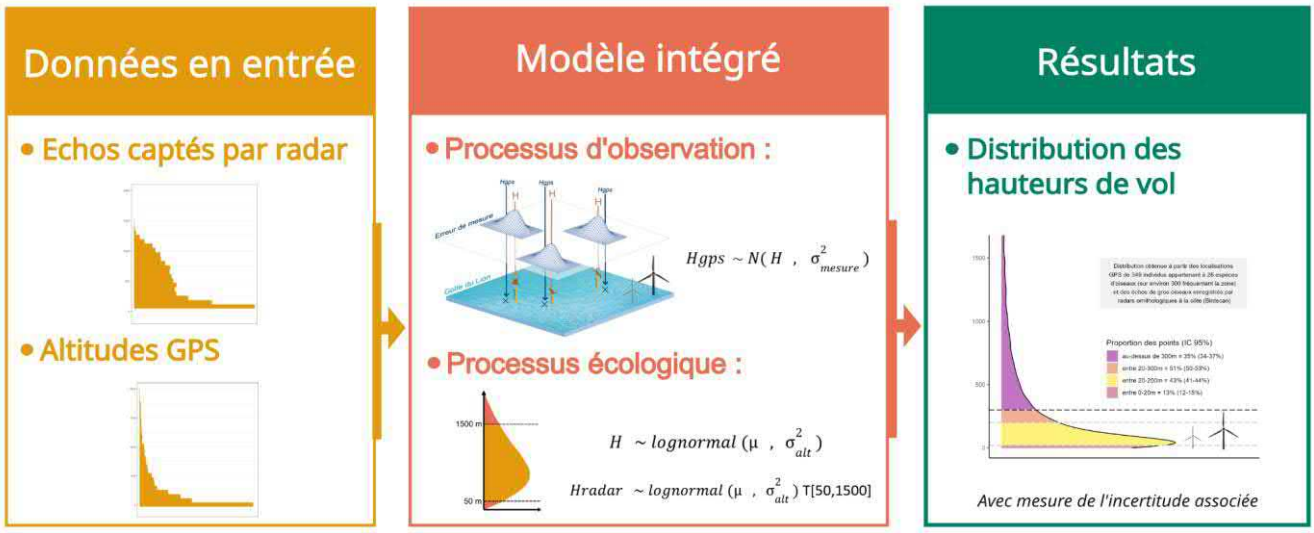


Figure 5 : Modélisation intégrée de la distribution des hauteurs de vol des oiseaux migrateurs terrestres de grande taille au-dessus du golfe du Lion.

Cette étude est la première à intégrer formellement des hauteurs de vols obtenues par GPS et des altitudes d'échos enregistrées par radars ornithologiques à la côte (BirdScan) pour modéliser des distributions de hauteurs de vol. Grâce au vaste jeu de données collecté dans MIGRALION, les modèles à "espace-d'états" ont été améliorés avec des effets aléatoires et des covariables, augmentant leur fiabilité et leur portée.

La combinaison des données issues des radars ornithologiques à la côte (BirdScan) et des balises GPS (**Figure 6**) révèlent peu de variations saisonnières dans la répartition des hauteurs de vol.

La médiane est de 150 m [Intervalle de crédibilité, IC 95% : 139–161] en migration postnuptiale et de 157 m [146–170] en prénuptiale. Une grande part des vols se situe dans des altitudes tranche d'altitude des pâles des futures éoliennes où le risque de collision est possible. Les proportions des distributions situées dans ces altitudes à risque sont très élevées. Si l'on considère des éoliennes d'une hauteur de 200 m, un peu moins de la moitié de la distribution correspond à des hauteurs de vol au sein de la zone à hauteur de pale (postnuptiale = 43% [41-44%] ; prénuptiale = 42% [41-44%]). Si l'on augmente ce seuil à 300 mètres d'altitude, ce qui correspond soit aux hauteurs futures des pales, soit aux tranches d'altitudes de perturbation potentielles du vol par turbulences des éoliennes actuelles, cette fois ci environ la moitié des hauteurs de vol prédites se situent entre ces seuils (postnuptiale = 51% [50-53%] ; prénuptiale = 51% [49-52%]). Enfin, pour les deux périodes de migration, 13% [12-14% et 12-15%] des hauteurs de vol estimées se situent entre 0 et 20 mètres d'altitude.

Ces résultats de modèle contrastent avec ceux issus d'un second modèle utilisant uniquement les données GPS, qui suggérait des altitudes plus basses, en particulier au printemps. Jusqu'à présent, les connaissances sur la hauteur de vol de nombreuses espèces reposaient principalement sur des observations visuelles, limitées aux premières strates d'altitudes. Les résultats de cette étude apportent, pour les espèces suivies par GPS, des données continues et précises, révélant une grande diversité de stratégies de traversée du golfe du Lion, parfois au sein même d'une espèce. La majorité des grands migrateurs volent à des altitudes se situant à hauteurs de pales des futures éoliennes (sous 200 ou 300 m).

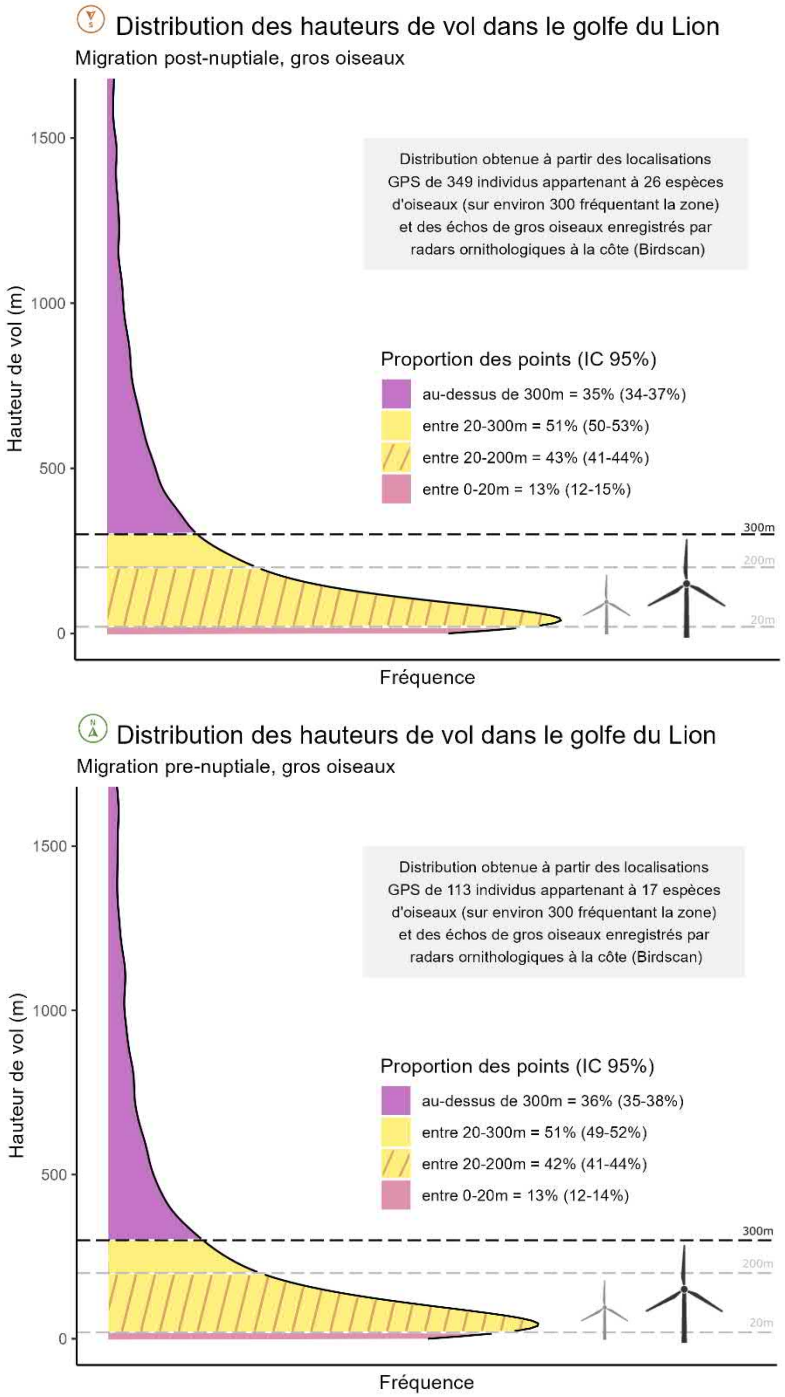


Figure 6 : Distribution estimée des hauteurs de vol des gros oiseaux étudiés dans le golfe du Lion, lors des migrations postnuptiale (en haut) et prénuptiale (en bas). Les zones colorées indiquent les proportions de points dans différentes tranches d'altitude permettant d'évaluer les risques potentiels en lien avec les projets d'éolien offshore. Les lignes pointillées marquent les hauteurs des pales d'éoliennes : actuelles (200 m), futures (300 m) et leur base (20 m). Les plages jaunes (20–200 m) et orange (200–300 m) représentent les zones à risque de collision. Les données sont résumées par leur médiane et un intervalle de crédibilité à 95 %. Ces distributions sont issues de modélisations réalisées avec des données acquises de 2014 à 2025 (dont 95% entre 2021 et 2024).

Conclusion et perspectives

Le programme MIGRALION marque une avancée importante dans l'étude d'utilisation de l'espace maritime du golfe du Lion par les oiseaux marins et migrateurs, grâce à une combinaison de technologies de suivis telles que la télémétrie, les radars ornithologiques et les comptages en mer. Les développements méthodologiques autour des questions d'analyse intégrée des données ont rendu possible la combinaison de nombreux types de données de nature différente. Si la modélisation intégrée est maintenant très bien développée et démocratisée en dynamique des populations, par la combinaison de données de capture-marquage-recapture (CMR) et de comptages, elle est plus récente et reste novatrice dans les approches spatiales, comme par exemple lorsqu'elle concerne les modèles de distribution d'espèces, l'étude de la connectivité ou la modélisation de flux d'oiseaux migrateurs à large échelle.

Les différentes méthodes de collecte de données mobilisées dans MIGRALION, bien que complémentaires, produisent des données de nature hétérogène qu'il n'est pas trivial d'intégrer sans biais si la réalité écologique qu'elles reflètent varie temporellement, spatialement, ou biologiquement (espèces). De fait, il convient de garder en tête lors de l'interprétations des résultats obtenus dans le cadre du lot 6 de MIGRALION, que ces derniers sont représentatifs des données utilisées en entrée du modèle, et pourront être enrichis et améliorés au fur et à mesure que de nouvelles données seront récoltées. Dans cet optique d'amélioration continue des protocoles d'échantillonnage pour fournir des réponses précises et sans biais aux questions abordées dans cette étude, nous avons identifié comme perspectives générales, le besoin de :

- Veiller à la standardisation et interopérabilité des protocoles de collecte
- Diversifier l'échantillonnage en termes d'espèces, de colonies, de lieu de capture et de statuts biologiques (âge, sexe, statut reproducteur)
- D'équiper les espèces peu étudiées et/ou endémiques à la Méditerranée
- De renforcer les coopérations à l'échelle européenne pour encourager le partage de données

Ces travaux ont également permis d'identifier des verrous de connaissances techniques et pistes de recherches à prioriser nécessitant :

- De suivre la traversée de la mer par les migrateurs terrestre de petite taille
- D'étudier l'utilisation du golfe du Lion par les chiroptères
- D'évaluer et quantifier la détection des cibles par radar, en particulier en mer
- De développer des modèles de sélection d'habitat en 4 dimensions

Le travail effectué dans MIGRALION a permis d'enrichir les connaissances sur l'utilisation du golfe du Lion par les oiseaux et d'identifier les perspectives techniques et de recherches associées qu'il convient de mener pour affiner les patrons observés. Une seconde phase urgente s'amorce désormais : celle de l'évaluation concrète de l'impact des futurs parcs sur les espèces, en mettant en place des dispositifs permettant de quantifier les impacts de l'éolien sur l'avifaune et d'en analyser les conséquences sur la

dynamique des populations (estimations des risques de collisions avec modèle de Band, évaluation des conséquences potentielles sur les populations y compris par le cumul des parcs (voir projet BIRDYNAMIC), etc).

Dans le cadre du Groupe de Travail Groupe de travail sur les effets cumulés des projets d'énergies marines renouvelables (GT ECUME) piloté par le ministère chargé de l'environnement et le ministère chargé de l'énergie, trois projets ont été lancés afin de réaliser une première évaluation de l'impact cumulé des sept premiers parcs éoliens offshore autorisés le long de l'arc Atlantique français sur les oiseaux marins (BIRDRISK, BIRDMOVE, BIRDYNAMIC). Au regard des résultats du programme MIGRALION, il apparaît essentiel de reproduire et d'approfondir ce type de recherches en les adaptant spécifiquement au contexte local du golfe du Lion. Cela implique notamment de tenir compte des potentielles différences d'impact entre les éoliennes fixes et flottantes, et d'élargir l'analyse à l'ensemble de l'avifaune. Les chiroptères, tout comme les oiseaux marins et les grands migrateurs terrestres, sont des espèces à longue espérance de vie, ce qui les rend particulièrement vulnérables à l'implantation d'éoliennes : toute hausse de la mortalité peut avoir des répercussions immédiates et significatives sur la dynamique de leurs populations, il conviendrait donc aussi d'élargir à ce groupe ce type de travaux. Si les oiseaux de plus petite taille présentent des dynamiques démographiques plus rapides, les espèces migratrices connaissent depuis plusieurs décennies un déclin généralisé. La mesure directe des collisions en mer est compliquée car la majorité des carcasses tombent vraisemblablement à l'eau, néanmoins les études menées en mer du Nord suggèrent que le phénomène pourrait être important (Hüppop et al. 2016 ; Brabant et al. 2015). Mieux prédire les impacts des collisions ou de l'évitement des parcs sur la dynamique des populations de ces espèces est donc aussi urgent. Cependant, la modélisation des impacts démographiques sur les migrateurs est pour le moment un défi méthodologique (notamment pour assigner les mortalités aux populations d'origine) qui rend cet objectif inatteignable à court terme.

Pour conclure, mener une évaluation complète et réaliste des effets de l'éolien en mer sur l'avifaune passera par des approches tenant compte de l'ensemble des pressions anthropiques qui s'exercent simultanément sur les espèces. La superposition d'impacts liés à l'éolien en mer, à la pêche industrielle, au trafic maritime, au dérangement à terre, à la pollution lumineuse et plastique, ainsi qu'aux effets du changement climatique, crée un contexte environnemental complexe, où les perturbations ne s'additionnent pas nécessairement, mais peuvent interagir et amplifier leurs effets respectifs. la migration est un phénomène dynamique qui va potentiellement changer dans le futur avec le réchauffement climatique (Howard et al., 2018), il sera donc important de poursuivre ces travaux sur le long-terme. Comprendre ces impacts cumulés constitue un défi majeur pour la conservation de l'avifaune, mais aussi une étape incontournable pour garantir un développement durable des énergies marines, fondé sur une connaissance fine des dynamiques écologiques à l'échelle des écosystèmes marins.

Extended abstract – WP6 “Development of methods for analysing the data acquired through the programme and derived from external other projects”

Background and research questions

The Mediterranean Sea is home to a rich diversity of marine species and serves as a major corridor for many migratory species traveling between their wintering and breeding grounds. For several decades, the Gulf of Lion has faced a significant increase in human pressures: tourism development, urbanization, fishing, maritime traffic, and nautical recreation, all compounded by the effects of climate change, which are profoundly altering marine ecosystems. In this context, the current planning of floating wind farm projects in the Mediterranean, particularly in the Gulf of Lion, raises important questions about the potential impacts of these infrastructures on the area's ecological dynamics and the species that inhabit it. To achieve sustainable ecological planning of these projects, it is essential that part of the decision-making process is based on a solid understanding of how seabirds and migratory birds use the space.

To date, no technology has been able to collect all the information required to accurately describe the use of the Gulf of Lion by avifauna in four dimensions (longitude, latitude, altitude and time) over an area as large as the Gulf of Lion. The objectives of work packages 3 to 5 of MIGRALION were to deploy different technologies to collect complementary information to describe Mediterranean migration and the use of the Gulf by seabirds. However, taken independently, these data only provide partial information on the use of the Gulf by avifauna, as each method has its own limitations. The aim of work package 6, presented in chapter 6 of the extended MIGRALION report (Canonne et al. 2025), and summarized below, was to develop methodologies for the combined processing and statistical analysis of data acquired by the resources deployed in work packages 3, 4 and 5, and to apply them to the data collected in order to answer the following questions:

1. How do seabirds use the marine environment of the Gulf of Lion?
2. Which areas in the Gulf of Lion have the most intense migratory bird flows?
3. At what altitude do land migrants fly when crossing the Gulf of Lion?

In each section, we present the results of these analyses and discuss the implications of the knowledge gained for the planning of wind farms and the assessment of their potential impacts on avifauna.

For the first two questions, when we refer to relative use of space, we mean the distribution of the intensity of use of a territory by individuals of a population, species, or group of species (terrestrial migrants), compared between different areas of the study area. It expresses which portions of space are used more or less frequently, without providing absolute values for density or time spent.

1) How do seabirds use the marine space in the Gulf of Lion?

We developed a statistical model that incorporates, in the same analysis, data from counts at sea and locations obtained by GPS (Lauret et al., 2025; **Figure 1**). This statistical model breaks down into two

compartments, linked via the parameters of the response curves to environmental variables, and allows us to correct for imperfect detection of individuals during counts. A first sub-model estimates how many birds are present in each grid cell based on count data, while the second sub-model analyzes how these animals use their environment based on their GPS-recorded movements. Finally, the relative use of the study area predicted by the model is mapped, and its representation is accompanied by a measure of uncertainty (coefficient of variation) for each grid cell. In a final step, the predicted relative use of each species is weighted by a coefficient of vulnerability to wind power, to produce a synthetic map of relative vulnerability in the study area.

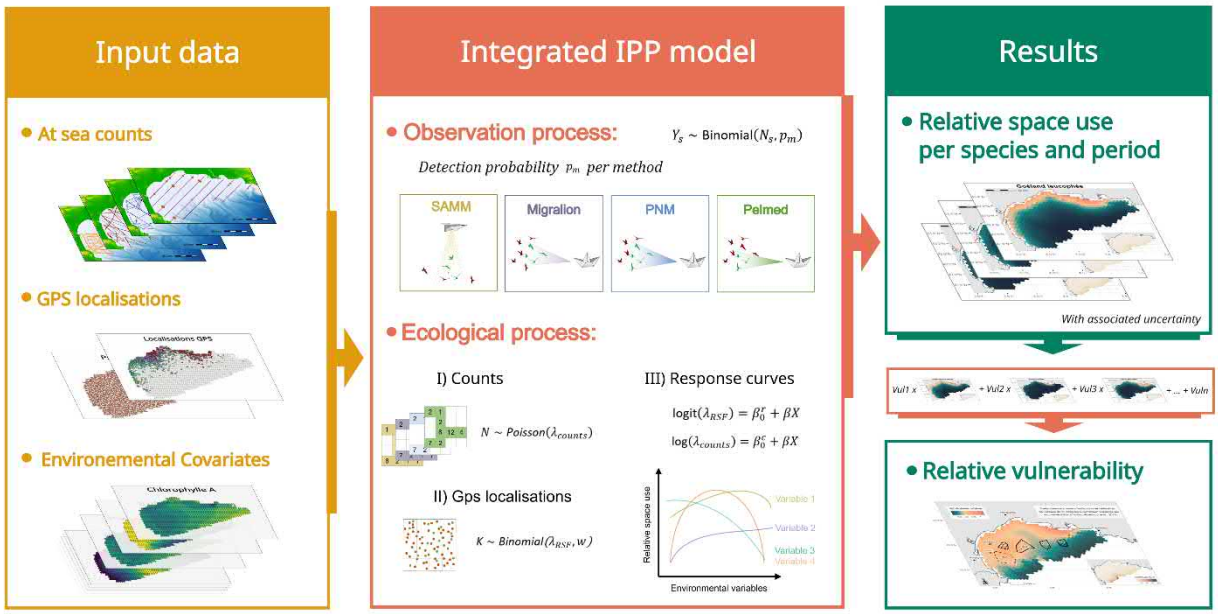
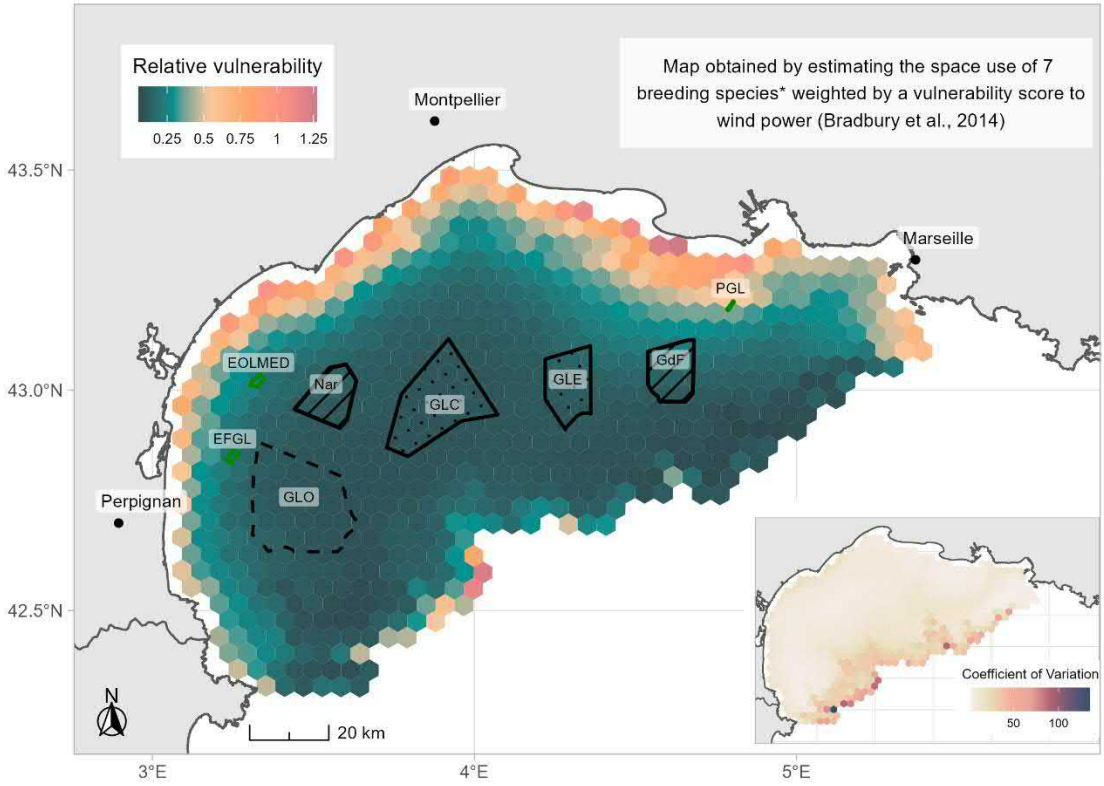


Figure 1: Integrated modeling of the relative use of the Gulf of Lion by seabirds.

The combination of at-sea visual count data from four programs (MIGRALION work package 4, PELMED, Parc Naturel Marin du golfe du Lion, SAMM) has enabled us to draw up maps of relative use of the Gulf of Lion for eight seabird species (or groups of species) in the breeding season, and twelve species in the winter season. These are the most common species in the Gulf of Lion, among the 25 species of seabirds regularly present in winter and the dozen present during the breeding season. The few species not considered in the analysis are either quite rare or very coastal. All these species are protected in France, and some, such as the Balearic shearwater and the Atlantic puffin, are considered critically endangered. Furthermore, France has a particular responsibility towards the Yelkouan shearwater, which is strictly endemic to the Mediterranean. These data were then combined with GPS tracking locations (**WP3** MIGRALION + external programs) for four breeding species, including three wintering species.

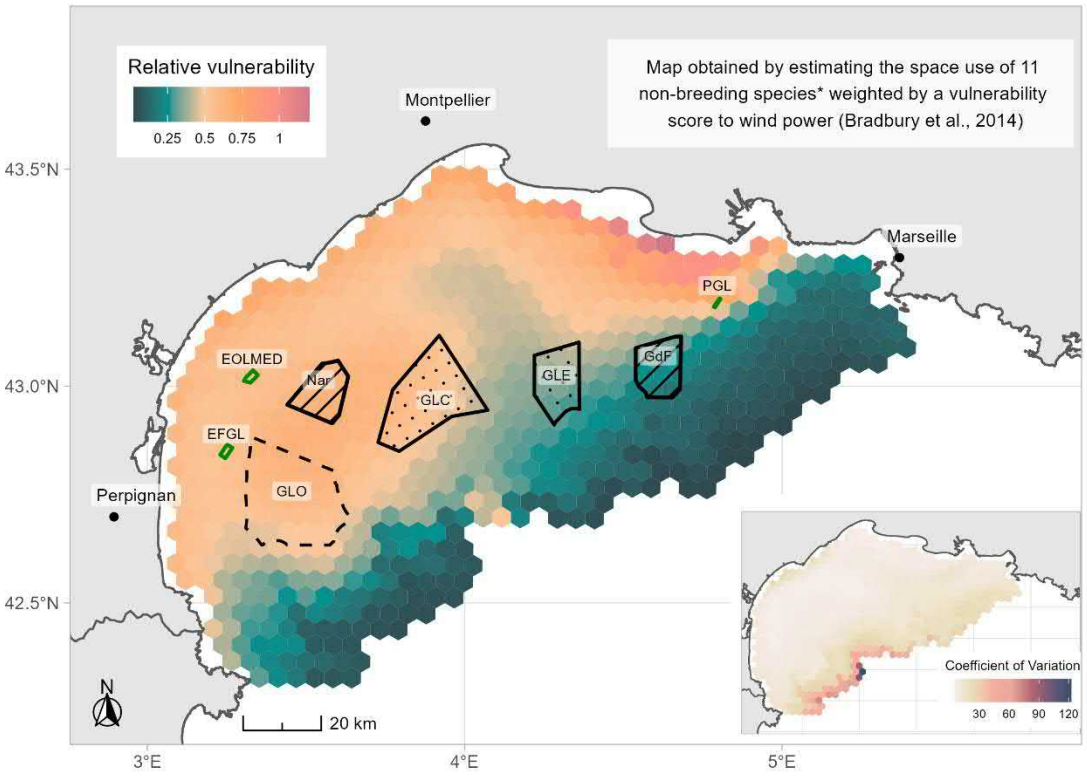
Relative vulnerability of seabirds to wind power in the Gulf of Lion

Breeding season



Relative vulnerability of seabirds to wind power in the Gulf of Lion

Non-breeding season



Office français de la biodiversité
Délégation de façade maritime Méditerranée
Immeuble CMCI - 4ème étage
2, rue Henri Barbusse
13 001 Marseille

Figure 2: Map showing the vulnerability of seabirds to wind farm projects in the Gulf of Lion and the associated uncertainty (bottom right), on top during breeding season, on the bottom outside breeding season. These maps are based on models using data acquired between 2022 and 2024.

Maps showing the vulnerability of seabirds to wind turbines reveal contrasting levels of vulnerability within the Gulf of Lion. While during the breeding season, the areas of highest relative risk are mainly located close to the coast, outside the breeding season there are also areas further offshore, particularly to the west of the Gulf. It is important to note, however, that the wind-risk vulnerability maps presented here do not provide an exhaustive assessment of the sensitivity of all seabird species frequenting the Gulf of Lion, but do offer an initial approach, incorporating a significant proportion of the species most regularly observed in the area. These maps therefore provide a useful basis for spatial planning of offshore wind farms and environmental assessments. They can be refined and enriched as new data are acquired, enabling us to take fuller account of the specific diversity and spatio-temporal dynamics of seabird populations.

2) Which areas in the Gulf of Lion have the most intense migratory flows?

Through collaboration between the MIGRATLANE and MIGRALION programs, we have built a model for spatializing migratory flows (Figure 3), combining data from the vertical radar onboard the MIGRALION work package 4 sea campaigns (weighted by data from the BirdScan-type ornithological radars deployed in work package 5), GPS telemetry data collected as part of MIGRALION work package 3 and GPS telemetry data from external research programs.

The statistical model is used to estimate relative migration intensity within the Gulf of Lion. The model is divided into two compartments, linked by response function parameters relating relative migration intensity to geographic coordinates (longitude and latitude). A first sub-model estimates how many birds are present in each transect cell based on radar echoes, while the second sub-model analyzes how these animals use space based on their GPS-recorded movements, then extrapolates to the whole area based on these links to longitude and latitude. Finally, we compared migratory intensity distributions within the areas considered for wind farm development with the entire strip of sea favorable to wind farm construction in the Gulf of Lion (from 0 to 60 km from the coast).

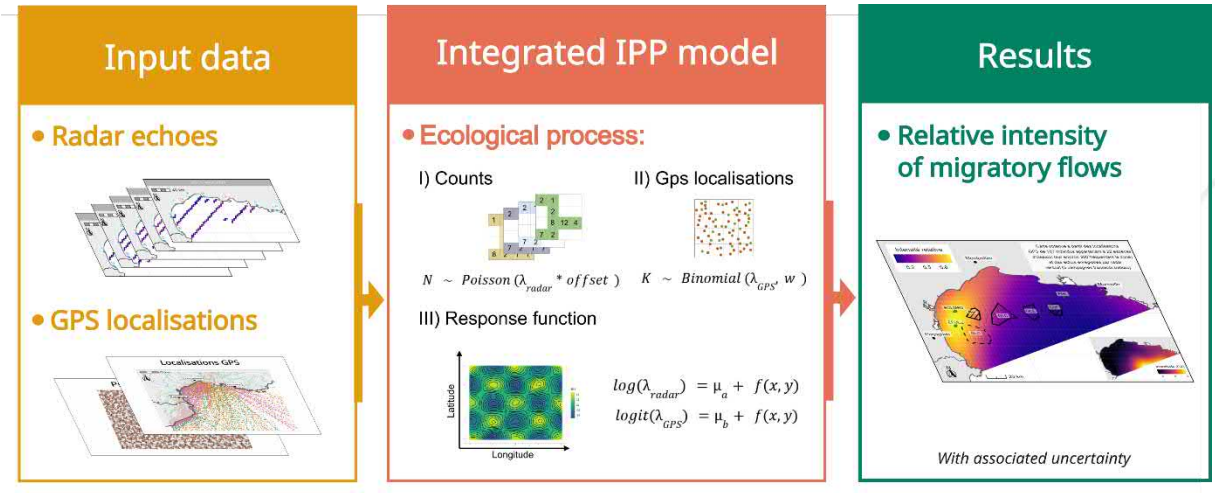


Figure 3: Integrated modeling of the relative intensity of migratory flows in the Gulf of Lion by terrestrial migratory birds.

The relative migratory intensity models developed as part of MIGRALION enable us to produce maps at a relatively fine resolution (4 km* 5.5 km grids, i.e., 23 km²) on the scale of the Gulf of Lion (15,000 km2). To our knowledge, these maps are the first to represent the spatial variation of land migratory bird flows at sea using combinations of different data sources. The maps indicate which portions of the space are used more or less frequently, without providing absolute values of density or time spent.

Our results show that the areas of greatest migratory intensity during post-nuptial migration (from north to south for most species) are generally located between 0 and 50 km from the coast, particularly in the western half of the Gulf of Lion. In this 0-50 km range, a fairly broad axis can be seen running from the Camargue along the coast to the Spanish border. There is also, to a lesser extent, a southward trend towards the sea, as well as areas used in the eastern strip.

As for pre-nuptial migration (from south to north for most species), we can see that the general pattern is similar to that estimated for post-nuptial migration. However, we can note that the flow is even more coastal and that the highest migration intensities are found in the western part of the Gulf of Lion.

These results show a significant overlap, particularly during the pre-breeding migration season, between areas of high migratory intensity and those considered for the construction of offshore wind farms in the Gulf of Lion.

It should be noted that this approach is based on modeling relative usage within the zone and does not model individual movements. Therefore, there is no direct notion of direction.

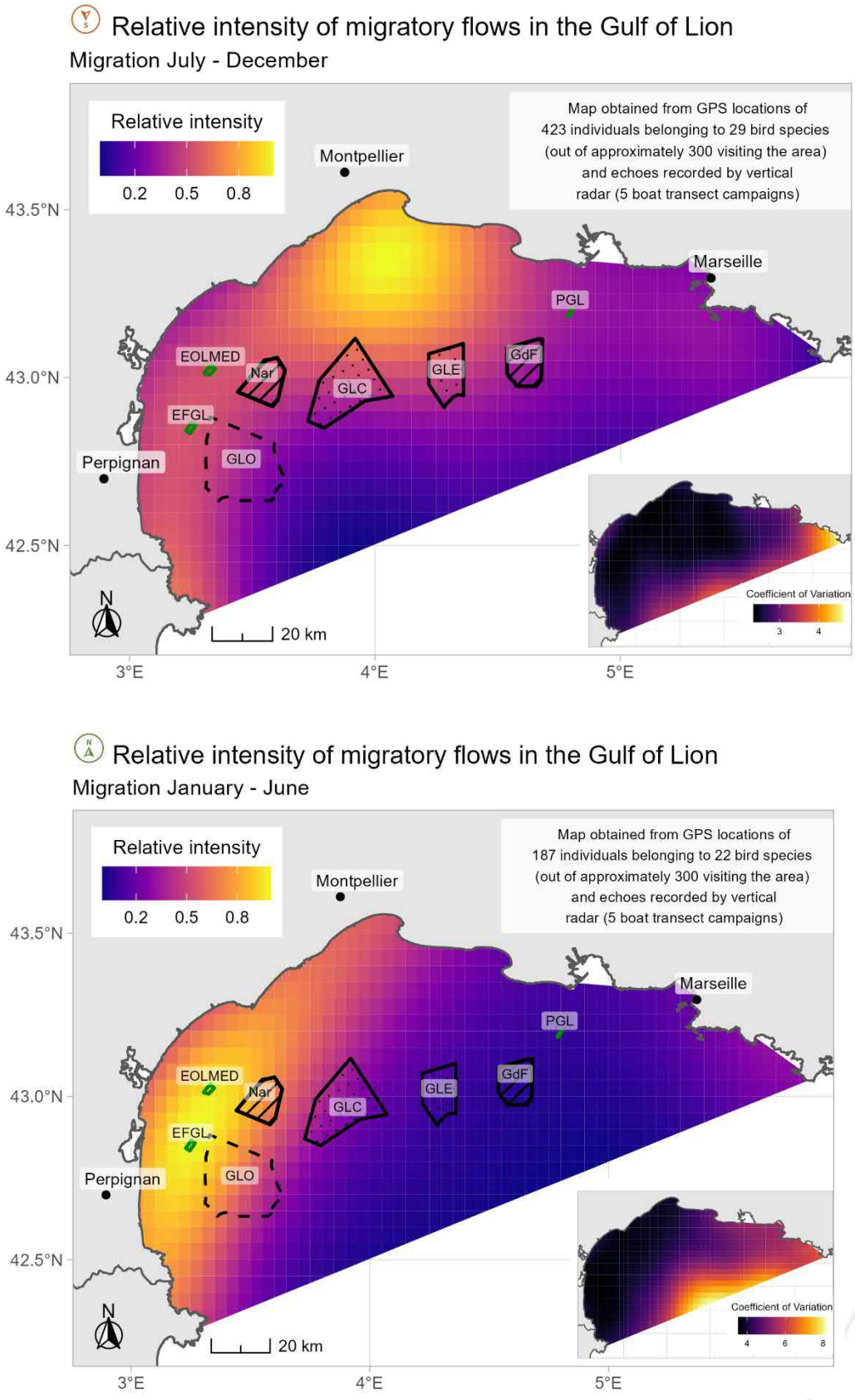


Figure 4: Map showing the relative use of the Gulf of Lion by migratory birds and the associated uncertainties (bottom right), on top for the July-December period and on the bottom for the January-

June period. These maps are based on modelling using data acquired between 2014 and 2025 (95% of which between 2021 and 2024).

3) At what altitude do land migrants fly when crossing the Gulf of Lion?

To model the flight height distribution of large land migratory birds (figure 5), we built an integrated model combining flight heights measured by GPS tracking during trajectories over the Gulf of Lion (work package 3 + external programs) with echo heights recorded at the coast by BirdScan-type ornithological radar (work package 5). The principle of this model is to assume a common distribution, considered real, which is summarized by its mean and variance. Two sub-models then provide information on these parameters, while taking into account observational differences (GPS measurement errors, sampled altitudes of the radar).

We built a second model, this time using only GPS-measured altitudes, to take advantage of the spatial and biological (species/individual) information they contain. This model enabled us to explore how flight heights vary between species groups, and how distribution evolves as a function of distance from the coast.

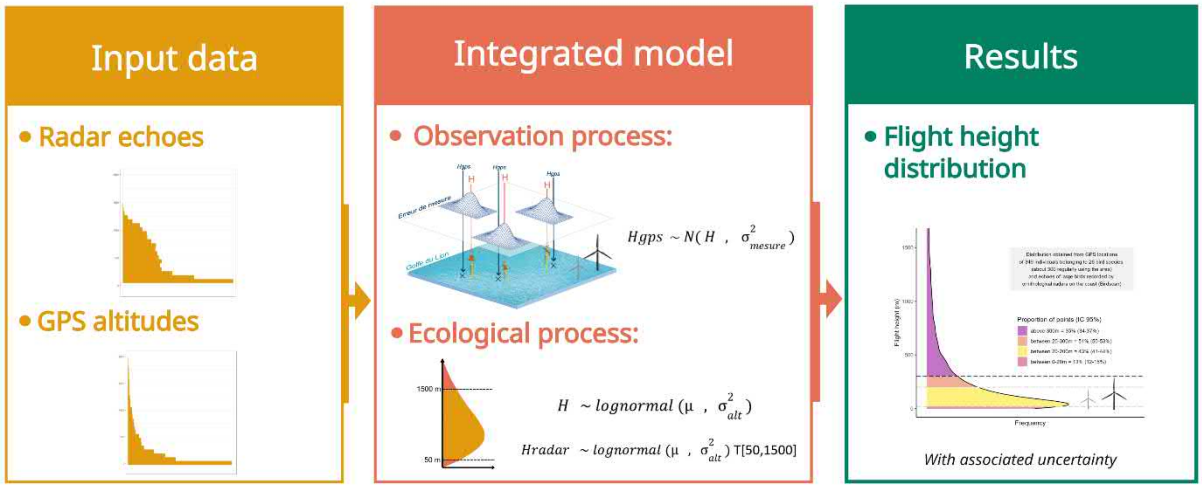


Figure 5: Integrated modeling of flight height distribution of large land migratory birds over the Gulf of Lion.

This study is the first to formally integrate GPS-tracked flight data and altitude echoes recorded by coastal ornithological radars (BirdScan) to model flight height distributions. Thanks to the extensive dataset collected through MIGRALION, the state-space models were improved by incorporating random effects and covariates, increasing their reliability and scope.

The combination of data from coastal ornithological radars (BirdScan) and GPS tags (Figure 6) reveals little seasonal variation in the distribution of flight heights. The median altitude is 150 m [95% Credible Interval, CI: 139–161] during post-nuptial migration and 157 m [146–170] during pre-nuptial migration. A significant proportion of flights occur at altitudes where there is a risk of collision with wind turbines. The proportions of the distributions falling within these risk altitudes are very high. If wind turbines are considered to be 200 meters tall, just under half of the distribution corresponds to flight heights

within the rotor-swept zone (post-nuptial = 43% [41–44%]; pre-nuptial = 42% [41–44%]). If this threshold is raised to 300 meters, which corresponds either to the future height of turbine blades or to altitude ranges potentially affected by turbulence from current turbines, then about half of the predicted flight heights fall within this range (post-nuptial = 51% [50–53%]; pre-nuptial = 51% [49-53%]). Finally, for both migration periods, 13% [12–14% and 12–15%] of estimated flight heights are between 0 and 20 meters above sea level.

These model results contrast with those from the second model using GPS data only, which suggested lower altitudes, particularly in spring. Until now, knowledge about the flight height of many species was based primarily on visual observations, which are limited to the lowest altitude strata. The results of this study provide continuous and accurate data for the GPS-tracked species, revealing a wide diversity of strategies for crossing the gulf of Lion, sometimes within the same species. Most large migratory birds fly at relatively low altitudes, often within the altitude ranges of future wind turbines blades (below 200 or 300 m).

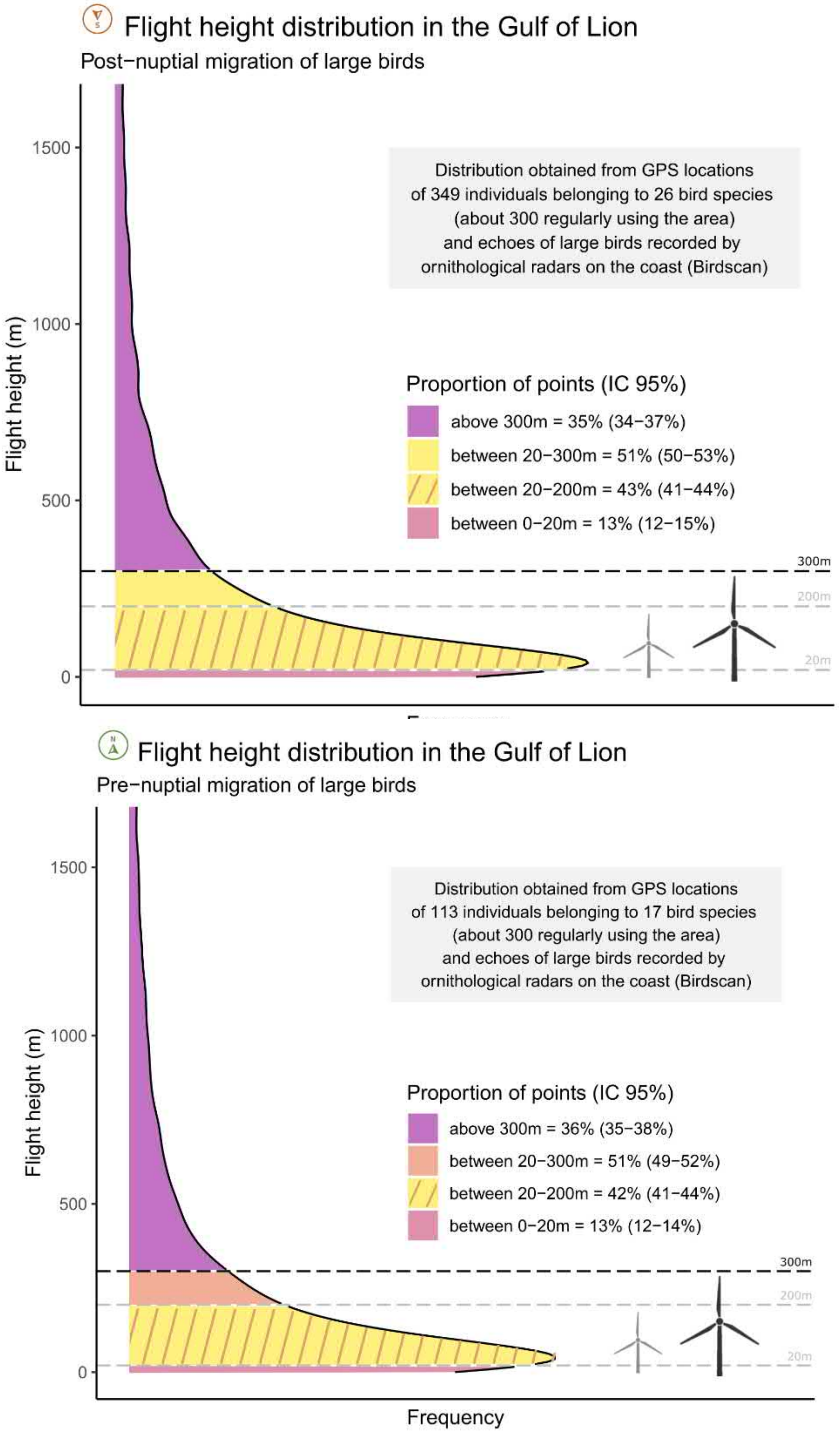


Figure 6: Estimated distribution of flight altitudes of large birds in the Gulf of Lion during post-nuptial (top) and pre-nuptial (bottom) migrations. The colored areas indicate the proportion of data points within different altitude bands, allowing for an assessment of potential risks related to offshore wind farm projects. The dashed lines indicate the heights of wind turbine blades: current (200 m), future (300 m), and their base (20 m). The yellow (20–200 m) and orange (200–300 m) bands represent collision risk zones. The data are summarized by their median and a 95% credibility interval. These

distributions are based on models using data collected from 2014 to 2025 (95% of which were gathered between 2021 and 2024).

Conclusion and perspectives

The MIGRALION program represents a significant step forward in the study of how seabirds and migratory birds use the marine space of the Gulf of Lion. This progress is thanks to a combination of tracking technologies such as telemetry, ornithological radar, and at-sea surveys. Methodological developments in integrated data analysis have made it possible to combine many types of heterogeneous data. While integrated modeling is now well developed and widely used in population dynamics—particularly through the combination of capture-mark-recapture (CMR) and count data—it is more recent and still innovative in spatial approaches, such as species distribution modeling, connectivity studies, or large-scale modeling of migratory bird flows.

The different data collection methods used in MIGRALION, while complementary, produce heterogeneous data that are not easy to integrate without bias—especially when the ecological reality they reflect varies across time, space, or biological characteristics (e.g., species). Therefore, it is essential to keep in mind, when interpreting the results obtained in Work Package 6 of MIGRALION, that these findings are representative of the input data used in the models and can be refined and improved as new data are collected. In this perspective of continuously improving sampling protocols to provide accurate and unbiased answers to the study's questions, we have identified several general priorities:

- Ensure standardization and interoperability of data collection protocols
- Diversify sampling in terms of species, colonies, capture sites, and biological status (age, sex, reproductive status)
- Equip poorly studied and/or Mediterranean-endemic species
- Strengthen European cooperation to encourage data sharing

This work has also helped identify key technical knowledge gaps and research priorities, including the need to:

- Monitor the sea crossing of small-bodied terrestrial migrants
- Study the use of the Gulf of Lion by bats
- Assess and quantify radar target detection, particularly at sea
- Develop four-dimensional habitat selection models

The work conducted under MIGRALION has enriched knowledge about how birds use the gulf of Lion and has identified technical and research priorities needed to refine observed patterns. An urgent second phase is now beginning: the concrete evaluation of the impact of future offshore wind farms on bird species, through the implementation of monitoring systems capable of quantifying wind energy impacts on avifauna and analyzing their consequences on population dynamics.

As part of the Working Group on the Cumulative Effects of Marine Renewable Energy Projects (GT ECUME), three projects have been launched to conduct an initial assessment of the cumulative impact of the first seven authorized offshore wind farms along the French Atlantic arc on seabirds (BIRDRISK,

BIRDMOVE, BIRDYNAMIC). In light of MIGRALION's findings, it is essential to replicate and deepen this type of research while adapting it specifically to the local context of the gulf of Lion. This notably implies considering potential differences in impact between fixed and floating turbines, and expanding the analysis to include all avian species. Bats, like seabirds and large terrestrial migrants, are long-lived species and are therefore particularly vulnerable to the installation of wind turbines: any increase in mortality can have immediate and significant consequences on their population dynamics. These studies should therefore also be extended to include bats.

Although smaller birds may have faster demographic dynamics, many migratory species have been in long-term decline for several decades. Measuring direct collisions at sea is complicated, as most carcasses likely fall into the water, but studies in the North Sea suggest the phenomenon could be significant. Better predictions of the impacts of collisions or park avoidance on population dynamics are urgently needed. However, modeling demographic impacts on migratory species remains a methodological challenge—especially in attributing mortalities to source populations—which makes this objective currently unachievable in the short term.

In conclusion, a complete and realistic assessment of the effects of offshore wind energy on avifauna must rely on approaches that consider the full range of anthropogenic pressures acting simultaneously on these species. The overlap of impacts from offshore wind, industrial fishing, maritime traffic, light and plastic pollution, and climate change creates a complex environmental context where disturbances may not simply add up but can interact and amplify one another. Understanding these cumulative impacts is a major challenge for bird conservation, and an essential step toward ensuring the sustainable development of marine renewable energy—based on in-depth knowledge of ecological dynamics at the scale of marine ecosystems.

Table des matières

Contexte et objectifs du programme MIGRALION 4

Objectifs de ce rapport 7

Résumé étendu – Lot 6 « Développement de méthodes permettant l'analyse des différentes données produites dans le cadre du programme et issues d'autres projets » 9

Extended abstract – WP6 "Development of methods for analysing the data acquired through the programme and derived from external other projects" 21

Table des matières 32

Table des figures 34

Table des tableaux 39

Lot 6 : Développement de méthodes permettant l'analyse des différentes données produites dans le cadre du programme et issues d'autres projets 40

1 Objectifs du lot 43

1.1 Consortium du lot 6 43

1.2 Objectifs généraux du lot 6 44

2 Introduction 45

2.1 L'avifaune dans le golfe du Lion : diversité et enjeux de conservation 45

2.2 Intégrer et synthétiser les données multi-sources par la modélisation 48

2.3 Présentation des problématiques : distinction entre oiseaux marins et migrateurs terrestres dans les analyses 49

3 Utilisation du golfe du Lion par les oiseaux marins 51

3.1 Présentation des données 53

3.2 Présentation des analyses 61

3.3 Résultats 69

3.4 Discussion 77

4 Utilisation du golfe du Lion par les migrateurs terrestres 85

4.1 Contexte écologique 85

4.2 Contexte méthodologique 88

4.3 Présentation des données mobilisées et de leur préparation 90

4.4 Identification des zones préférentielles de passage pour les migrateurs terrestres 97

4.5 Hauteurs de vol des migrateurs terrestres 109

4.6 Vulnérabilité des migrateurs terrestres face à l'enjeu éolien 124

5 Discussion générale 126

5.1 Résumé des connaissances acquises 126
5.2 Défis de l'intégration de données multi-sources 126
5.3 Limites identifiées et perspectives 127
6 Références bibliographiques 132
7 Remerciements du lot 6 151
Valorisation des résultats du lot 6 152
Remerciements généraux 154
Annexes 155

Table des figures

Figure 1 : *Processus majeurs décrivant le fonctionnement des courants du golfe du Lion. Courant liguro-provençal, ses tourbillons et ses possibles intrusions (flèches bleu) ; zone de dilution du Rhône (en rose) ; upwellings (zones numérotées en bleu) ; la zone privilégiée de formation d'eaux denses sur le plateau et leur plongée le long de la pente (en gris) ; structures tourbillonnaires temporaires sous influence des vents du nord (flèches noires), courant côtier sous influence des vents marins de sud-est (flèche verte) (adapté de (Pairaud et al., 2012).* *45*

Figure 2 *: Carte des aires marines et littorales protégées en Occitanie, réseau des sentinelles de la mer Occitanie https://www.sentinellesdelamer-occitanie.fr/espaces-naturels.* *46*

Figure 3 *: Ensemble des transects suivis par les différentes campagnes en mer utilisées dans le cadre du lot 6 pour les analyses statistiques. Seuls les transects ayant eu lieu dans la zone d'étude sur laquelle ont été faites les analyses ont été conservés pour les analyses statistiques. Seuls les transects ayant eu lieu dans la zone d'étude sur laquelle ont été faites les analyses ont été conservés pour les analyses. Certains transects sont superposés en lien avec des réplicats effectués lors de différentes saisons (**cf. Figure 4**).* *55*

Figure 4 *: Effort d'échantillonnage dans chacune des cellules de la grille de prédiction. (a) Longueur cumulée de transects en kilomètres effectués par cellules toutes années et campagnes confondues (b) nombre de passages par cellule toutes années et campagnes confondues. Chaque cellule de notre grille de prédiction présente une surface de 20 km².* *56*

Figure 5 *: Nombre d'observations dans la zone d'étude par espèce cumulé sur l'ensemble des campagnes de comptage utilisées dans le projet (SAMM, PELMED, PNM et MIGRALION). Le nombre entre parenthèses indique l'effectif total (une même observation peut concerner un groupe de plusieurs individus).* *57*

Figure 6 *: Localisations GPS utilisées pour les analyses portant sur l'utilisation relative du golfe du Lion pour les quatre espèces d'oiseaux marins suivis par télémétrie dans le cadre du **lot 3** de MIGRALION et de programmes complémentaires (voir texte). Les localisations situées en dehors de l'aire dans laquelle les analyses sont effectuées ne sont pas conservées. Chaque point représente une localisation, les couleurs représentent différents individus.* *59*

Figure 7 *: Représentation schématique du concept de modélisation intégrée de l'utilisation relative du golfe du Lion par les oiseaux marins. Premièrement, les informations relatives au nombre d'oiseaux de chaque espèce et à l'environnement sont échantillonnées dans l'espace géographique d'étude. Deuxièmement, un modèle statistique (ici, un modèle hiérarchique permettant de corriger pour la détection imparfaite des individus) est utilisé pour estimer l'utilisation relative du golfe par les oiseaux marins. Ce modèle statistique, basé sur un processus ponctuel de Poisson inhomogène (IPP), se décompose en deux compartiments dont le lien se fait via les paramètres des courbes de réponses aux variables de l'environnement. Un premier sous-modèle d'abondance relatives spatiales N-mixture intégré sur l'ensemble des données de comptages et un second sous-modèle de RSF (fonction de sélection des ressources) d'utilisation relative de la zone appliqué aux localisations GPS. Enfin, l'utilisation relative de l'espace géographique d'étude prédite par le modèle est cartographiée et sa représentation est, accompagnée d'une mesure d'incertitude (coefficient de variation) pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation est une mesure sans unité du rapport de l'écart-type à la moyenne, plus sa valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et donc la prédiction incertaine. Enfin, une dernière étape pondère l'utilisation relative prédites pour chaque espèce par un coefficient de vulnérabilité vis à vis de l'éolien pour aboutir à une carte synthétique de la vulnérabilité relative sur la zone d'étude.* *65*

Figure 8 *: Utilisation relative de l'espace par 12 espèces d'oiseaux marins en dehors de la période de reproduction, dans le golfe du Lion, estimée à partir des données issues des campagnes en mer. Le groupe des labbes regroupe trois espèces : le labbe parasite, le labbe pomarin et le grand labbe. Les encarts en bas à droite de chaque carte illustrent l'incertitude associée aux estimations, exprimée par le coefficient de variation.* *72*

Figure 9 *: Utilisation relative de l'espace par huit espèces d'oiseaux marins pendant la période de reproduction dans le golfe du Lion. Les estimations sont issues de données de campagnes en mer. Les encarts situés en bas à droite de chaque carte représentent l'incertitude associée à nos estimations, exprimée par coefficient de variation.* *72*

Figure 10 *: Utilisation relative de l'espace par trois espèces d'oiseaux marins en dehors de la période de reproduction (première ligne) et par quatre espèces pendant la période de reproduction (deuxième et troisième lignes), dans le golfe du Lion. Les estimations sont issues de données de télémétrie. Les encarts situés en bas à droite de chaque carte représentent l'incertitude associée à nos estimations, exprimée par le coefficient de variation.* *73*

Figure 11 *: Utilisation relative de l'espace par trois espèces d'oiseaux marins en dehors de la période de reproduction (première ligne) et par quatre espèces pendant la période de reproduction (deuxième et troisième lignes), dans le golfe du Lion. Les estimations sont issues de données de télémétrie et de campagnes en mer. Les encarts situés en bas à droite de chaque carte représentent l'incertitude associée à nos estimations, exprimée par le coefficient de variation.* *74*

Figure 12 *: Carte représentant la vulnérabilité des oiseaux marins face aux projets éoliens dans le golfe du Lion hors période de reproduction (A). Cet indice de vulnérabilité au sein du golfe a été estimé en pondérant les cartes d'utilisation de l'espace de 11 espèces d'oiseaux hivernant dans le golfe du Lion par un score de sensibilité de ces espèces à l'éolien en mer. Ce score prend en compte trois grands facteurs : les scores de conservations (GISOM-OFB), le risque de collision et le risque de déplacement (Bradbury et al., 2014). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (CV) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure, sans unité, du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine. Les zones en vert correspondent aux fermes pilotes (EFGL = Leucate-Le Barcarès, EOLMED = Gruissan Eolmed, PGL = Faraman-Port-Saint-Louis-du-Rhône). Les surfaces hachurées correspondent aux parcs attribués (Nar = Narbonnaise 1 et GdF = golfe de Fos 1 ; Appel d'Offre AO6) ou mis en concurrence (extensions, Nar 2 et GdF 2 ; Appel d'Offre AO9). Les surfaces avec des points correspondent aux zones prioritaires retenues pour la procédure de mise en concurrence (GLC ; Appel d'Offre AO10) et à l'horizon 10 ans (GLE). Enfin, la zone délimitée par une ligne pointillée correspond à la zone retenue pour l'horizon 2050 (GLO). Les boxplots à droite de la figure présentent les distributions de vulnérabilité au sein des fermes pilotes (C), des parcs autorisés ou en projets (B) et des zones prioritaires (A). Un boxplot permet de résumer une distribution à travers cinq valeurs : le minimum et le maximum (bas et haut de la barre verticale), les quantiles à 25% et 75% (haut et bas du rectangle) et la médiane (barre plus épaisse horizontale) qui correspond à la valeur pour laquelle la moitié de de la distribution est inférieure et l'autre moitié supérieure.* *76*

Figure 13 *: Carte représentant la vulnérabilité des oiseaux marins face aux projets éoliens dans le golfe du Lion en période de reproduction (A). Cet indice de vulnérabilité relative au sein du golfe a été estimé en pondérant les cartes d'utilisation de l'espace de 11 espèces d'oiseaux hivernant dans le golfe du Lion par un score de sensibilité de ces espèces à l'éolien en mer. Ce score prend en compte trois grands facteurs : les scores de conservations (GISOM-OFB), le risque de collision et le risque de déplacement (Bradbury et al, 2014). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (CV) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine. Les zones en vert correspondent aux fermes pilotes (EFGL = Leucate-Le Barcarès, EOLMED = Gruissan Eolmed, PGL = Faraman-Port-Saint-Louis-du-Rhône). Les surfaces hachurées correspondent aux parcs attribués (Nar = Narbonnaise 1 et GdF = golfe de Fos 1 ; Appel d'Offre AO6) ou mis en concurrence (extensions, Nar 2 et GdF 2 ; Appel d'Offre AO9). Les surfaces avec des points correspondent aux zones prioritaires retenues pour la procédure de mise en concurrence (GLC ; Appel d'Offre AO10) et à l'horizon 10 ans (GLE). Enfin, la zone délimitée par une ligne pointillée correspond à la zone retenue pour l'horizon 2050 (GLO). Les boxplots à droite de la figure présentent les distributions de vulnérabilité relative au sein des fermes pilotes (C), des parcs autorisés ou en projets (B) et des zones prioritaires (A). Un boxplot permet de résumer une distribution à travers 5 nombres : le minimum et le maximum (bas et haut de la barre verticale), les quantiles à 25% et 75% (haut et bas du rectangle) et la médiane (barre plus épaisse horizontale) qui correspond à la valeur pour laquelle la moitié de de la distribution est inférieure et l'autre moitié supérieure.* *77*

Figure 14 *: Flux de travail de préparation des localisations GPS utilisées pour étudier les flux de migration et les hauteurs de vol des migrateurs terrestres dans le golfe du Lion. La première étape a consisté à télécharger l'ensemble des données récoltées grâce au programme MIGRALION, auxquelles nous avons ajouté des localisations récupérées auprès d'autres programmes de suivis d'oiseaux à travers l'Europe (Voir liste en* ***Annexe 2****). Ensuite, différents filtres spatiaux et temporels ont été appliqués pour conserver les points correspondant*

aux trajets migratoires dans la zone d'étude étendue (zone en vert) et au sein du golfe du Lion (zone en bleu). Les analyses de flux migratoires étaient basées sur les localisations de trajets migratoires de l'ensemble de la zone d'étude étendue, tandis que les analyses de hauteurs de vol ont été effectuées à partir des localisations de trajets migratoires au sein du golfe du Lion. *91*

***Figure 15** : Localisations de télémétrie GPS en trajet migratoire retenues suite au travail de préparation des données pour le modèle spatial d'intensité migratoire relative dans le golfe du Lion. A gauche les localisations enregistrées lors de la période de juillet à décembre (423 individus appartenant à 29 espèces) et à droite lors de la période de janvier à juin (187 individus appartenant à 22 espèces). Les couleurs représentent l'espèce des individus suivis.* *92*

***Figure 16** : Lieux d'équipements des individus suivis par GPS retenus suite au travail de préparation des données pour le modèle spatial d'intensité migratoire relative dans le golfe du Lion, à partir des suivis effectués dans le cadre de MIGRALION et de programmes extérieurs (**Voir liste ANNEXE 2**). A gauche autour du golfe du Lion et à droite à l'échelle européenne. Les couleurs représentent l'espèce des individus suivis.* *92*

***Figure 17** : Nombre de localisations GPS enregistrées par espèce lors des trajets migratoires postnuptiaux (à gauche) et prénuptiaux (à droite) utilisées dans le modèle spatial de flux migratoires relatifs dans le golfe du Lion. Le nombre d'individus par espèce est précisé en vert.* *93*

***Figure 18** : Nombre de localisations GPS par espèce lors des trajets migratoires postnuptiaux (à gauche) et prénuptiaux (à droite) utilisées dans les modèles de hauteur de vol au-dessus du golfe du Lion. Le nombre d'individus par espèce est précisé en vert. Les couleurs correspondent aux regroupements en groupes d'espèces.* *94*

***Figure 19** : Nombre d'échos enregistrés par le radar vertical embarqué lors des campagnes en mer postnuptiale, pondéré d'une part par le nombre de pixel du faisceau et d'autre part par le trafic migratoire (MTR) moyen mesuré la nuit du relevé à la Palissade par radar BirdScan. Chaque carte représente une campagne (la date du passage est indiquée en titre), durant laquelle ont été parcourues les cellules de couleurs (nombre d'échos enregistrés pondérés) de nuit. Les positions des radars BirdScan fixes sont indiquées en rouge (LPa = La Palissade ; Ba = Bagnas, pour 2024 seulement) celles du radar mobile en bleu (B = Banyuls ; L = Leucate ; S = Sérignan, F = Frontignan ; G = Grau du Roi ; C = Cassis, LP = Le Pradet).* *96*

***Figure 6.20 :** Nombre d'échos enregistrés par le radar vertical embarqué lors des campagnes en mer pré-reproduction, pondéré d'une part par le nombre de pixel du faisceau et d'autre part par le trafic migratoire (MTR) moyen mesuré la nuit du relevé à la Palissade par radar BirdScan. Chaque carte représente une campagne (la date du passage est indiquée en titre), durant laquelle ont été parcourues les cellules de couleurs (nombre d'échos enregistrés pondérés) de nuit.* *96*

***Figure 6.21** : Représentation schématique du concept de modélisation intégrée de l'intensité migratoire relative au sein du golfe du Lion par les oiseaux migrateurs terrestres. Premièrement, les informations relatives au nombre d'oiseaux sont échantillonnées dans l'espace géographique d'étude. Deuxièmement, un modèle statistique est utilisé pour estimer l'intensité migratoire relative. Ce modèle statistique, basé sur un processus ponctuel de Poisson inhomogène (IPP), se décompose en deux compartiments dont le lien se fait via les paramètres de la fonction de réponse reliant l'intensité migratoire relative aux coordonnées géographiques (longitude et latitude). Un premier sous-modèle de densité relatives spatiales sur les échos enregistrés par radar embarqué lors des transects en mer et un second sous-modèle de RSF (fonction de sélection des ressources) d'utilisation relative de la zone appliqué aux localisations GPS. Enfin, l'intensité migratoire relative dans l'espace géographique d'étude prédite par le modèle est cartographiée et sa représentation est, accompagnée d'une mesure d'incertitude (coefficient de variation) pour chaque cellule de la grille. Le choix de cartographie fait ici consiste à comparer l'intensité migratoire relative au sein des zones considérées pour le développement éolien et avec l'ensemble du golfe du Lion.* *99*

***Figure 22** : Cartes représentant l'intensité migratoire relative dans le golfe du Lion des oiseaux migrateurs, à gauche lors de la période postnuptiale juillet-décembre et à droite lors de la période prénuptiale janvier-juin. L'intensité migratoire relative est obtenue par l'utilisation d'un modèle additif généralisé (sur les coordonnées X et Y) combinant l'information provenant des localisations des gros oiseaux équipés de GPS (> 75g) et des échos enregistrés par radar vertical lors de transects en bateau (pondérés par le trafic migratoire (MTR) moyen de la nuit mesuré par radar ornithologique à la côte). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (coefficient de variation) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation*

(CV) est une mesure sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine. 100

***Figure 23** : Carte représentant l'utilisation relative du golfe du Lion par les oiseaux migrateurs lors de la période Juillet-Décembre (A) obtenue par un modèle additif généralisé (sur les coordonnées X et Y) combinant l'information provenant des localisations des gros oiseaux équipés de GPS (<75g) et des échos enregistrés par radar vertical lors de transects en bateau (pondérés par le MTR moyen de la nuit mesuré par radar ornithologique à la côte). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (coefficient de variation) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine. Les zones en vert correspondent aux fermes pilotes (EFGL = Leucate-Le Barcarès, EOLMED = Gruissan Eolmed, PGL = Faraman-Port-Saint-Louis-du-Rhône). Les surfaces hachurées correspondent aux parcs attribués (Nar = Narbonnaise 1 et GdF = golfe de Fos 1 ; Appel d'Offre AO6) ou mis en concurrence (extensions, Nar 2 et GdF 2 ; Appel d'Offre AO9). Les surfaces avec des points correspondent aux zones prioritaires retenues pour la procédure de mise en concurrence (GLC ; Appel d'Offre AO10) et à l'horizon 10 ans (GLE). Enfin, la zone délimitée par une ligne pointillée correspond à la zone retenue pour l'horizon 2050 (GLO). Les boxplots à droite de la figure présentent les distributions de l'intensité relative du flux migratoire au sein des fermes pilotes (C), des parcs autorisés ou en projets (B) et des zones prioritaires (A). Un boxplot permet de résumer une distribution à travers cinq valeurs : le minimum et le maximum (bas et haut de la barre verticale), les quantiles à 25% et 75% (haut et bas du rectangle) et la médiane (barre plus épaisse horizontale) qui correspond à la valeur pour laquelle la moitié de de la distribution est inférieure et l'autre moitié supérieure. 101*

***Figure 24** : Carte représentant l'utilisation relative du golfe du Lion par les oiseaux migrateurs lors de la période Janvier-Juin obtenue par un modèle additif généralisé (sur les coordonnées X et Y) combinant l'information provenant des localisations des gros oiseaux équipés de GPS (<75g) et des échos enregistrés par radar vertical lors de transects en bateau (pondéré par le MTR moyen de la nuit mesuré par radar ornithologique à la côte). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (coefficient de variation) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine. Les zones en vert correspondent aux fermes pilotes (EFGL = Leucate-Le Barcarès, EOLMED = Gruissan Eolmed, PGL = Faraman-Port-Saint-Louis-du-Rhône). Les surfaces hachurées correspondent aux parcs attribués (Nar = Narbonnaise 1 et GdF = golfe de Fos 1 ; Appel d'Offre AO6) ou mis en concurrence (extensions, Nar 2 et GdF 2 ; Appel d'Offre AO9). Les surfaces avec des points correspondent aux zones prioritaires retenues pour la procédure de mise en concurrence (GLC ; Appel d'Offre AO10) et à l'horizon 10 ans (GLE). Enfin, la zone délimitée par une ligne pointillée correspond à la zone retenue pour l'horizon 2050 (GLO). Les boxplots à droite de la figure présentent les distributions de l'intensité relative au sein des fermes pilotes (C), des parcs autorisés ou en projets (B) et des zones prioritaires (A). Un boxplot permet de résumer une distribution à travers cinq valeurs : le minimum et le maximum (bas et haut de la barre verticale), les quantiles à 25% et 75% (haut et bas du rectangle) et la médiane (barre plus épaisse horizontale) qui correspond à la valeur pour laquelle la moitié de de la distribution est inférieure et l'autre moitié supérieure. 102*

***Figure 25** : Représentation schématique du concept de modélisation intégrée de la distribution des hauteurs de vol des oiseaux migrateurs terrestres au-dessus du golfe du Lion. Premièrement, les informations relatives aux altitudes sont échantillonnées dans l'espace géographique d'étude. Deuxièmement, un modèle statistique (ici, un modèle hiérarchique permettant de prendre en compte les erreurs de mesure par GPS) est utilisé pour estimer la distribution des hauteurs de vol. Ce modèle statistique, basé sur un modèle à espace d'état, repose dans le processus écologique sur les paramètres de la distribution commune, considérée réelle, des hauteurs de vol (moyenne et variance). Les hauteurs de vol enregistrées par radar sont contraintes à suivre la distribution log-normale commune tronquée pour les altitudes échantillonnées (50-1500 mètres). 112*

***Figure 26** : Comparaison des hauteurs de vol au-dessus du golfe du Lion par groupe d'espèces étudiées (voir les espèces appartenant aux groupes dans la **Figure 18**), lors de la migration postnuptiale à gauche, et prénuptiale à droite. Les distributions des hauteurs de vols sont résumées par leurs quantiles à 25%, 50% et 75%, les barres d'erreurs associées correspondent aux intervalles de crédibilité de ces quantiles. Le quantile à 25% est la valeur en dessous de laquelle se situent 25 % des hauteurs de vol estimées et au-dessus de laquelle se situent 75 % des hauteurs de vol estimées. Le quantile à 50% correspond à la médiane de la distribution, avec donc autant de*

valeurs au-dessus et en dessous..... 113

***Figure 27** : Évolution de la proportion des points de la distribution des hauteurs de vol en dessous de 300 mètres (en %) en fonction de la distance à la côte. La partie gauche du graphique correspond à la migration postnuptiale, la droite à la migration prénuptiale. Chaque courbe colorée représente cette relation pour un groupe d'espèces (voir les espèces appartenant aux groupes sur la **Figure 18**). Plus cette proportion est élevée, plus les oiseaux volent bas en moyenne, car une plus grande part des hauteurs de vol se situe sous le seuil des 300 m. La courbe noire indique la tendance moyenne prédite par le modèle pour chaque groupe, tandis que la plage colorée autour de cette courbe représente l'intervalle de crédibilité à 95 %, illustrant l'incertitude autour des estimations du modèle. La largeur de ces plages de couleurs reflète la quantité de données utilisées pour les estimations (moins de points en migration prénuptiale et moins de points loin de la côte)..... 114*

***Figure 28** : Distribution des hauteurs de vol des gros oiseaux à la côte, lors des migrations postnuptiale (à gauche) et prénuptiale (à droite). La courbe représente la densité de fréquence des hauteurs de vol estimées par le modèle intégré à partir des altitudes des écho captés par radar ornithologiques à la côte (BirdScan). Les zones colorées indiquent les proportions de points dans différentes tranches d'altitude permettant d'évaluer les risques potentiels en lien avec les projets d'éolien offshore. Les lignes pointillées marquent les seuils de référence, à savoir les hauteurs actuelles (200m) et futures (300m) des pales des éoliennes en mer ainsi que 20 m qui correspond à la hauteur du bas des pales. La plage en violet correspond aux hauteurs de vol situées au-dessus de 300m, la plage en jaune entre 20 et 200m, et la plage en orange entre 200 et 300 m. Ainsi, pour calculer la proportion des points entre 20 et 300m, il faut considérer à la fois les plages en orange et en jaune. La proportion des points situées en dessus ou en dessous d'un certain seuil est résumée par sa médiane et son intervalle de crédibilité à 95%. 116*

***Figure 29** : Distribution estimée des hauteurs de vol des gros oiseaux dans le golfe du Lion, lors des migrations postnuptiale (à gauche) et prénuptiale (à droite). La courbe représente la densité de fréquence des hauteurs de vol estimées par le modèle intégré à partir des altitudes des localisations mesurées par GPS combinées aux altitudes des échos captés par les radars ornithologiques à la côte (Birdscan). Les zones colorées indiquent les proportions de points dans différentes tranches d'altitude permettant d'évaluer les risques potentiels en lien avec les projets d'éolien offshore. Les lignes pointillées marquent les seuils de référence, à savoir les hauteurs actuelles (200m) et futures (300m) des pales des éoliennes en mer ainsi que 20 m qui correspond à la hauteur du bas des pales. La plage en violet correspond aux hauteurs de vol situées au-dessus de 300m, la plage en jaune entre 20 et 200m, et la plage en orange entre 200 et 300 m. Ainsi, pour calculer la proportion des points entre 20 et 300m, il faut considérer à la fois les plages en orange et en jaune. La proportion des points situées en dessus ou en dessous d'un certain seuil est résumée par sa médiane et son intervalle de crédibilité à 95%. A noter que dans le modèle intégré, la distribution des hauteurs de vol est modélisée pour l'ensemble de la zone d'étude, et non en fonction de la distance à la côte..... 117*

***Figure 30** : Hauteurs de vol médianes prédites des oiseaux migrateurs de grande taille selon les données utilisées dans le modèle. Premièrement à partir des échos captés par radar ornithologique à la côte (BirdScan), ensuite à partir des localisations GPS au-dessus du golfe du Lion (GPS) et enfin dans le modèle intégré combinant ces deux sources d'information (MI). Les points indiquent les valeurs médianes estimées, tandis que les barres verticales représentent l'intervalle de crédibilité à 95% associé..... 118*

Table des tableaux

Tableau 1 *: Espèces présentes dans le golfe du Lion, avec au moins 100 observations disponibles pour les analyses portant sur l'ensemble des campagnes en mer regroupées dans le cadre de MIGRALION. Les espèces avec une * indique un regroupement d'espèces dans une même catégorie pour les analyses statistiques. 53*

Tableau 2 *: Détails sur les covariables utilisées dans les modèles pour caractériser l'utilisation de l'espace par les oiseaux marins. Les covariables statiques proviennent du jeu de données MARSPEC (Sbrocco & Barber, 2013) et les covariables dynamiques provienne du « Copernicus Marine Data Store ». 60*

Tableau 3 *: Scores de vulnérabilité (Vul) durant la période de reproduction (R) ou en dehors (HR) des 17 espèces étudiées. Ces scores sont calculés en utilisant le score de conservation (CS), le pourcentage de temps en vol à hauteur de pales (Alt), la manoeuvrabilité (Man), le pourcentage de temps passé en vol (Ptf), et un score d'activité nocturne (Noc)..... 67*

MIGRALION

Lot 6 : Développement de méthodes permettant l'analyse des différentes données produites dans le cadre du programme et issues d'autres projets

Livrable L35 : rapport final méthodologique

Livrable L36 : rapport final de résultats



Crédit photo : Sébastien Roques

Auteurs

CANONNE Coline[1,2], QUEROUE Maud[1], ROQUES Sébastien[1], LAURET Valentin[1,2], SCHROLL Louis[1], CAT Victor[1], COURBIN Nicolas[1], PLANQUE Yann[2], CHAMPAGNON Jocelyn[3], DURIEZ Olivier[1], BESNARD Aurélien[1].

[1]Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE - CNRS), Montpellier, France
[2] France Energies Marines, Plouzané, France
[3] Tour du Valat, Arles, France

Partenaires scientifiques et techniques du lot 6

UMR 5175 Centre d'Écologie Fonctionnelle & Evolutive — cnrs — France Energies Marines — Tour du Valat

Office français de la biodiversité
Délégation de façade maritime Méditerranée
Immeuble CMCI - 4ème étage
2, rue Henri Barbusse
13 001 Marseille

Glossaire

Oiseaux marins (dans cette étude)
Oiseaux qui passent une grande partie de leur vie en mer, ou à proximité du littoral, se nourrissant principalement d'organismes marins et ne venant à terre que pour se reproduire. Leur présence s'étend sur des périodes relativement longues, allant de plusieurs semaines à l'année entière

Migrateurs terrestres (dans cette étude)
Espèces d'oiseaux qui survolent le golfe du Lion lors de leurs déplacements saisonniers. Contrairement aux oiseaux marins, ils ne s'arrêtent pas en mer et n'exploitent pas directement les habitats marins, à l'exception éventuelle de zones littorales (lagunes, marais, trait de côte). Leur présence est temporaire et liée aux périodes de migration : de février à juin pour la migration prénuptiale, et de juillet à novembre pour la migration postnuptiale.

Migration (dans cette étude)

Phénomène durant lequel plusieurs milliards d'oiseaux, notamment arctiques et sibéro-européens, quittent chaque année leurs zones de reproduction quand le climat y est défavorable et les ressources limitées pour rejoindre des sites d'hivernage situés plus au sud, avant de revenir au printemps.

Flux migratoires
Ensemble des déplacements migratoires d'oiseaux sur une période et dans une région donnée. Ces flux peuvent être quantifiés en termes de densité, direction, et vitesse.

Distribution – aire de répartition
Zone géographique dans laquelle une espèce est présente et qui dispose des conditions environnementales nécessaires à la vie et au développement de l'espèce. Cette aire peut être continue ou disjointe, comme c'est le cas par exemple pour les espèces migratrices.

Répartition spatiale
Arrangement spatial des individus d'une espèce au sein de leur aire de répartition. La répartition spatiale des individus à l'intérieur de cette aire dépend non seulement de leur phénologie et des ressources qu'ils exploitent, mais aussi de facteurs individuels comme l'âge ou le sexe

Utilisation relative de l'espace
Désigne la distribution de l'intensité d'usage d'un territoire par les individus d'une population, d'une espèce, ou d'un groupe d'espèces (migrateurs terrestres), comparée entre différentes zones de l'aire d'étude. Elle exprime quelles portions de l'espace sont utilisées plus ou moins fréquemment, sans fournir de valeurs absolues de densité ou de temps passé.

Pression : Traduction des activités anthropiques dans le milieu pouvant se matérialiser éventuellement par le changement d'état, dans l'espace ou dans le temps, des caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques du milieu.

Effets : Conséquences objectives de l'introduction d'une ou plusieurs pressions susceptibles de générer un impact sur la biocénose marine.

Impacts : Transposition d'un effet sur les différents compartiments de l'écosystème marin tenant compte de sa sensibilité, définie par sa capacité à tolérer des modifications du milieu (résistance), et du temps nécessaire à sa récupération à la suite de ces modifications (résilience). Par exemple, l'ajout d'un substrat sur le fond (pression) peut générer une augmentation de l'abondance locale (effet) et avoir un impact plus ou moins important sur les écosystèmes en fonction de leurs sensibilités.

Phénologie
Étude des événements saisonniers récurrents dans le cycle de vie des organismes (migration, reproduction, floraison) et leur lien avec les conditions environnementales.

Télémétrie
Méthode qui permet de suivre à distance les déplacements des oiseaux en les équipant de balises électroniques (GLS, GPS, VHF).

Radar – échos
Outils utilisés pour détecter les mouvements d'oiseaux en vol. Les radars enregistrent les « échos » renvoyés par les oiseaux, permettant d'estimer l'altitude, la direction, et la vitesse des déplacements.

MTR (Migration Traffic Rate)
Indice quantifiant l'intensité migratoire : nombre d'échos détectés à toutes altitudes traversant une ligne fictive d'un kilomètre de long, perpendiculaire au front de migration, en une heure.

Modèle intégré
Modèle statistique combinant plusieurs sources de données (ex. données de télémétrie, comptages visuels, radar) dans une seule structure analytique pour estimer plus finement (limiter le biais et augmenter la précision) des paramètres écologiques.

Modèle à espace d'état (state-space model)
Modèle qui distingue deux processus : (1) le processus biologique sous-jacent (état vrai mais inconnu) et (2) le processus d'observation (soumis à erreur de mesure).

Modèle linéaire
Modèle statistique usuel qui décrit une relation linéaire entre une variable dépendante continue et une ou plusieurs variables explicatives (ou prédicteurs).

GLM (modèle linéaire généralisé)
Extension des modèles linéaires permettant de modéliser des réponses qui ne sont pas forcément normales (ex. données binaires, de comptage). Exemples : régression logistique, régression de Poisson.

GAM (modèle additif généralisé)
Extension des GLM permettant des relations non linéaires entre la variable réponse et les variables explicatives grâce à des fonctions de lissage.

Prior (distribution a priori)
Connaissances ou hypothèses initiales sur un paramètre avant d'observer les données. Il peut être informatif (basé sur des connaissances précédentes) ou non-informatif.

Posterior (distribution a posteriori)
Distribution du paramètre d'intérêt après avoir combiné les données observées et les informations a priori, selon le théorème de Bayes.

Vraisemblance
Probabilité d'observer les données pour une valeur donnée des paramètres. C'est un élément central dans la mise à jour bayésienne.

Intervalle de crédibilité
Intervalle dans lequel se trouve une proportion donnée de la distribution a posteriori (ex. 95%). Contrairement à l'intervalle de confiance fréquentiste, il a une interprétation probabiliste directe.

Convergence
Situation où les chaînes de Markov utilisées dans les analyses bayesiennes ont atteint une stationnarité, c'est-à-dire que les échantillons générés représentent correctement la distribution a posteriori.

1. Objectifs du lot

1.1 Consortium du lot 6

Ce document s'inscrit dans le cadre du lot 6 du programme MIGRALION dont le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive de Montpellier (CEFE), la Tour du Valat (TDV), et France Energies Marines (FEM) sont titulaires.

Le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE, UMR 5175 CNRS) de Montpellier est un des plus importants laboratoires d'Écologie en Europe. Les recherches menées au CEFE visent à comprendre la dynamique, le fonctionnement et l'évolution du vivant et se développent autour de trois ambitions : [1] comprendre le monde vivant pour anticiper ce que sera demain, [2] conduire à des innovations et répondre aux attentes de la société ; [3] pratiquer une science « rassembleuse » et diverse dans ses approches disciplinaires.

La Tour du Valat est un institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, basée en Camargue sous le statut d'une fondation privée reconnue d'utilité publique. La mission de la Tour du Valat est d'assurer la conservation et la gestion durable des zones

humides méditerranéennes. Pour cela, elle développe une recherche scientifique de haut niveau, associée à une approche originale et novatrice de gestion adaptative. Le travail en réseau et la recherche appliquée comptent parmi ses spécificités.

L'institut France Energies Marines France Energies Marines (FEM) est l'Institut pour la Transition Énergétique dédié aux énergies marines renouvelables (EMR). Sa mission : fournir, valoriser et alimenter l'environnement scientifique et technique nécessaire au développement de cette filière en pleine expansion. Fort d'une équipe pluridisciplinaire de plus de 100 collaborateurs et d'un modèle de collaboration public-privé, France Energies Marines s'appuie sur quatre programmes de recherche et développement transversaux et complémentaires : caractérisation de sites, dimensionnement et suivi des systèmes, intégration environnementale et optimisation des parcs.

1.2 Objectifs généraux du lot 6

Aujourd'hui, aucune technologie ne permet de collecter l'ensemble des informations nécessaires pour décrire de façon précise l'utilisation du golfe du Lion par l'avifaune en quatre dimensions (longitude, latitude, altitude et temps) à l'échelle d'une zone aussi grande que celle du golfe de Lion. Les objectifs des lots 3 à 5 de MIGRALION ont consisté à déployer différentes technologies permettant de collecter des informations complémentaires, pour décrire la migration en Méditerranée et l'utilisation du golfe par les oiseaux marins. Néanmoins, prises indépendamment, ces données ne fournissent qu'une information partielle sur l'utilisation du golfe par l'avifaune, chacune présentant des limites. La combinaison formelle de ces différentes données dans un cadre d'analyse unifiée est donc une nécessité pour obtenir une vision d'ensemble des flux migratoires dans le golfe et des zones fonctionnelles des oiseaux marins.

L'objectif du lot 6 était de développer des méthodologies de traitement et d'analyses statistiques combinées des données acquises par les moyens déployés dans les lots 3, 4 et 5 de manière à caractériser de manière robuste la migration de l'avifaune terrestre et l'utilisation de l'espace par l'avifaune marine dans le golfe du Lion. Il s'agissait en particulier de :

- Veiller à la cohérence des différents plans d'échantillonnage spatio-temporels prévus dans les lots 3, 4 et 5 pour s'assurer que les données obtenues pourraient être comparées et agrégées dans des analyses combinées
- Compléter la synthèse bibliographique en analysant les données recensées dans le lot 1 et non traitées
- Identifier, sélectionner et développer une ou des méthodes d'analyses des données permettant leur analyse combinée
- Proposer une analyse critique des jeux de données acquis et notamment de leur représentativité spatio-temporelle.

Ce document présente les résultats issus de cette approche intégrée, ainsi que les recommandations pour renforcer les dispositifs d'observation et orienter les futures décisions de gestion et de conservation dans le golfe du Lion.

2. Introduction

2.1 L'avifaune dans le golfe du Lion : diversité et enjeux de conservation

2.1.1 Un système terre–mer considéré comme une zone clé de la Méditerranée

Le golfe du Lion s'étend du Cap de Creus à l'ouest au niveau de la frontière espagnole au Cap Sicié, au sud de Toulon, à l'est. Il forme une vaste zone côtière caractérisée par un plateau continental large et peu profond (76 mètres en moyenne), une configuration rare en Méditerranée (Banaru et al., 2013). La bordure sud de ce plateau est ponctuée de nombreux canyons sous-marins, qui facilitent les échanges de nutriments entre la zone côtière et le large (**Figure 1**). Cette zone est soumise à l'influence de plusieurs processus océaniques majeurs, tels que le courant liguro-provençal, les vents dominants (mistral, tramontane, marin), les upwellings estivaux et les cascades d'eau froide hivernale. Il est également fortement influencé par les apports de sédiments du Rhône, principal fleuve de la région, important à l'échelle européenne et méditerranéenne (8ème fleuve européen en termes de débit et deuxième plus important débit après celui du Nil en Méditerranée), qui influence la salinité, la turbidité et la dynamique sédimentaire locale (Bourrin, 2007; Pairaud et al., 2012).

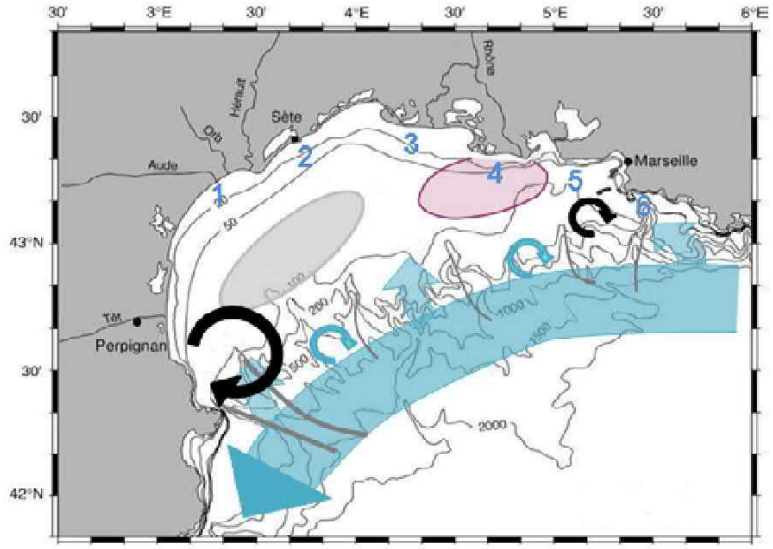


Figure 1 : *Processus majeurs décrivant le fonctionnement des courants du golfe du Lion. Courant liguro-provençal, ses tourbillons et ses possibles intrusions (flèches bleu) ; zone de dilution du Rhône (en rose) ; upwellings (zones numérotées en bleu) ; la zone privilégiée de formation d'eaux denses sur le plateau et leur plongée le long de la pente (en gris) ; structures tourbillonnaires temporaires sous influence des vents du nord (flèches noires), courant côtier sous influence des vents marins de sud-est (flèche verte) (adapté de (Pairaud et al., 2012).*

2.1.2 Une biodiversité riche confrontée à des pressions humaines croissantes

Malgré sa surface réduite (moins de 1 % de la surface marine mondiale), la mer Méditerranée abrite près de 9% de la biodiversité marine, dont une part importante est endémique c'est-à-dire qu'elle n'existe que dans cette zone (Coll et al., 2012). Le golfe du Lion concentre une mosaïque d'habitats à haute valeur écologique : lagunes, herbiers de posidonies, canyons sous-marins, vasières profondes et zones rocheuses (Banaru et al., 2013). Le littoral d'Occitanie abrite de ce fait 10 sites Natura 2000 en mer, un parc naturel marin et une réserve naturelle nationale marine, témoignant d'une grande richesse écologique (**Figure 2**). Par ailleurs, un ensemble d'espaces protégés s'étend sur les milieux lagunaires, étroitement liés au milieu marin. Leur préservation est assurée par divers gestionnaires d'espaces naturels, tels que l'Office Français pour la Biodiversité, les collectivités locales ou les syndicats mixtes, qui mettent en œuvre des actions de protection et sont soumis à une réglementation spécifique encadrant les usages.

La Méditerranée abrite une faune et une flore exceptionnelles, notamment des espèces emblématiques comme le mérou brun *Epinephelus marginatus*, le corail rouge *Corallium rubrum*, ou encore des cétacés (grand dauphin *Tursiops truncatus*, rorqual commun *Balaenoptera physalus*, dauphin bleu et blanc *Stenella coeruleoalba*, etc.) et trois espèces de tortues marines (tortue caouanne *Caretta caretta*, verte *Chelonia mydas* et luth *Dermochelys coriacea* UNEP-MAP-RAC/SPA 2013; Assali et al., 2022). L'avifaune est également très riche avec plus de 295 espèces d'oiseaux recensées, dont une quarantaine classée comme remarquables ou menacées (Coll et al., 2012; Rufray et al., 2015). Ces espèces utilisent le golfe comme zone d'alimentation, de repos, de reproduction ou de transit migratoire.

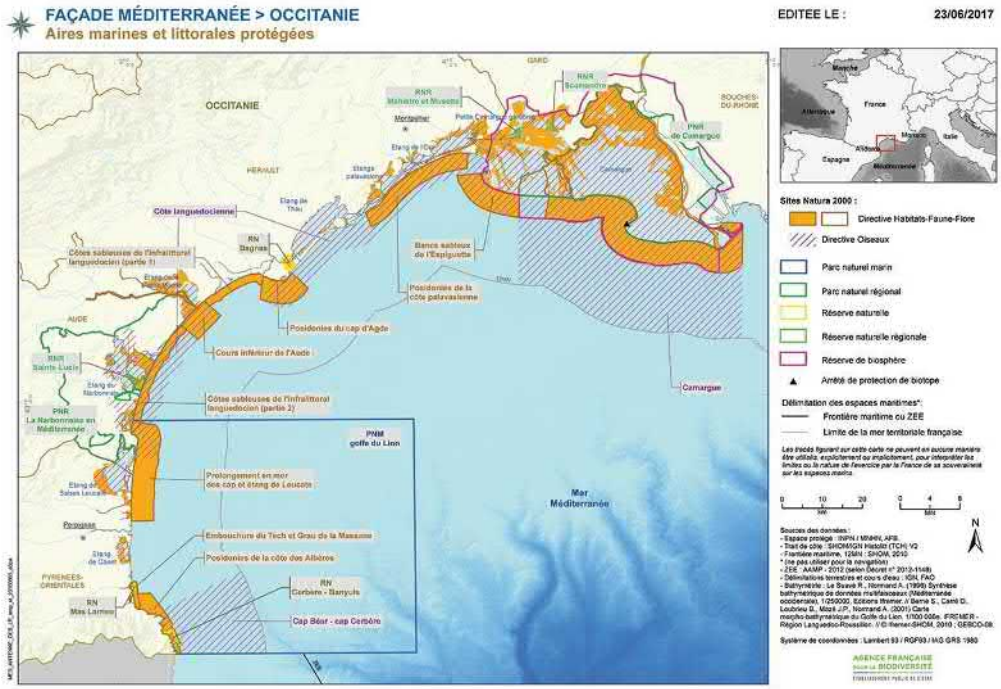


***Figure 2** : Carte des aires marines et littorales protégées en Occitanie, réseau des sentinelles de la mer Occitanie https://www.sentinellesdelamer-occitanie.fr/espaces-naturels.*

Depuis plusieurs décennies, le golfe du Lion fait face à une augmentation notable des pressions humaines : développement du tourisme, urbanisation, pêche, trafic maritime, loisirs nautiques

(Claudet & Fraschetti, 2010). Leurs effets [2] se manifestent par des impacts directs et indirects sur les écosystèmes et l'avifaune, souvent interconnectés, soulignant l'importance d'une approche globale pour leur gestion et leur atténuation (Coll et al., 2012).

Parmi les impacts directs, les captures accidentelles par la pêche commerciale et récréative, ainsi que la chasse illégale, causent une mortalité immédiate des oiseaux (Salvador et al., 2025). La pollution plastique représente une autre menace directe importante, avec des oiseaux ingérant des déchets plastiques ou s'emmêlant dans ces matériaux, souvent avec des conséquences fatales (Lambert et al., 2020). Les parcs éoliens offshore à venir pourraient causer également des mortalités directes, les collisions avec les pales des éoliennes pouvant entraîner des blessures ou la mort des oiseaux (Lloret et al., 2022).

Les impacts[3] indirects incluent la destruction des habitats côtiers par le développement urbain, qui réduit les espaces disponibles pour la nidification et le repos des oiseaux marins (Hamza et al., 2023). Le trafic maritime et le tourisme perturbent les zones de repos et d'alimentation, tandis que le changement climatique altère les conditions environnementales, influençant la disponibilité des proies et les routes migratoires (Ferrarini et al., 2022). Également, les infrastructures éoliennes à venir pourront engendrer des déplacements à large échelle (pouvant induire des coûts énergétiques de vol plus importants) et des pertes de zones fonctionnelles d'intérêt (notamment pour les oiseaux marins (Perrow & ed., 2019). De plus, la pollution chimique et l'eutrophisation des eaux dégradent la qualité des habitats marins et des ressources alimentaires, affectant indirectement la santé et la survie des oiseaux (Sanpera et al., 2007).

2.1.3 Planification du développement éolien en mer dans le golfe du Lion

En Méditerranée, la France développe progressivement l'éolien en mer, avec plusieurs projets pilotes en cours et des parcs commerciaux en préparation (Wolff et al., 2025. La capacité visée par la France est de 18 GW d'éolien en mer d'ici 2035 et 45 GW d'ici 2050, dont une part significative en Méditerranée ((Soukissian et al., 2017); se référer au Décret ministériel du 18 octobre 2024, texte 4 sur 114, consécutif au débat public « la mer en débat » portant sur la mise à jour des volets stratégiques des documents stratégiques de façade et la cartographie des zones maritimes et terrestres prioritaires pour l'éolien en mer : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000050362918)

Trois projets de fermes pilotes de trois éoliennes flottantes ont été lancés pour tester différentes technologies. La ferme pilote Provence Grand Large, située au large de Fos-sur-Mer (région Sud), est en service depuis fin 2024. Deux autres fermes pilotes, prévues au large de Port-La-Nouvelle (région Occitanie), sont en cours de construction.

Deux parcs éoliens flottants, de 250 MW chacun, ont aussi été attribués fin 2024 (Appel d'Offre "AO6") et devraient entrer en service d'ici 2031. Le parc de la Narbonnaise sera situé au large de Narbonne, entre Agde et Port-la-Nouvelle, à plus de 25 km des côtes et prévoit de comprendre au maximum 19 turbines. Le parc de golfe de Fos sera localisé au large de Fos-sur-Mer, également à plus

[2] Effets : Conséquences objectives de l'introduction d'une ou plusieurs pressions susceptibles de générer un impact sur la biocénose marine.

[3] Impacts : Transposition d'un effet sur les différents compartiments de l'écosystème marin tenant compte de sa sensibilité, définie par sa capacité à tolérer des modifications du milieu (résistance), et du temps nécessaire à sa récupération à la suite de ces modifications (résilience). Par exemple, l'ajout d'un substrat sur le fond (pression) peut générer une augmentation de l'abondance locale (effet) et avoir un impact plus ou moins important sur les écosystèmes en fonction de leurs sensibilités.

de 25 km des côtes et prévoit d'inclure jusqu'à 19 turbines. Des extensions de 500 MW chacune sont également prévues (Appel d'Offre "AO9" ; ouverture à la concurrence depuis août 2024), portant la capacité totale à environ 1,5 GW. Enfin, l'État a également identifié plusieurs zones prioritaires pour le développement futur de l'éolien flottant en Méditerranée, à l'horizon 10 ans (golfe du Lion Centre GLC ; Appel d'Offre AO10) et (golfe du Lion Est GLE ; procédures de mise en concurrence ultérieure) puis à l'horizon 2050 (golfe du Lion Ouest GLO ; indicatif, les contours devant être définis ultérieurement).

Dans ce contexte, la planification de projets d'éolien flottant en Méditerranée, et notamment dans le golfe du Lion pose des questions importantes quant à l'impact potentiel de ces infrastructures avec les espèces protégées et les dynamiques écologiques de la zone. Une analyse fine de l'utilisation de l'espace marin par les oiseaux est donc indispensable à une planification écologique et durable de ces projets.

2.2 Intégrer et synthétiser les données multi-sources par la modélisation

Les approches de modélisation intégrées en écologie statistique combinent diverses sources de données à travers un large panel de types de modèles pour mieux comprendre les systèmes écologiques complexes (Zipkin et al., 2021). En plein essor, cette démarche, appelée *data fusion*, *data combination* ou *data integration* (selon le type de données mobilisées mais aussi selon le degré de formalisation de la combinaison), permet d'intégrer dans un cadre formel unique des données hétérogènes issues de méthodes et de plans d'échantillonnage variés (voir par exemple (Crawford et al., 2018; Isaac et al., 2020; D. A. W. Miller et al., 2019; Pacifici et al., 2019; Zipkin & Saunders, 2018). En optimisant l'utilisation de l'information contenue dans les données disponibles, ces approches améliorent la précision des estimations des paramètres écologiques d'intérêts et offrent une vision plus complète des dynamiques écologiques, en permettant dans certains cas d'estimer des paramètres écologiques supplémentaires qui ne pourraient pas être estimés à partir de l'analyse de chaque source de données séparément (Kéry & Royle, 2020; M. Schaub & Kéry, 2021).

Le principe de la plupart des modèles intégrés repose sur le fait que plusieurs jeux de données informent un même processus écologique sous-jacent, par exemple la probabilité d'utilisation de l'espace par une espèce. Le modèle statistique est construit en spécifiant une vraisemblance jointe, dans laquelle au moins un paramètre de ce processus écologique sous-jacent est partagé entre les différents jeux de données à analyser (Fletcher et al., 2019; Kéry & Royle, 2020). Les différents jeux de données provenant souvent de protocoles et de méthodes d'acquisition différents, leur modélisation est ensuite basée sur l'identification/estimation de paramètres spécifiques décrivant le processus d'observation gérant les spécificités de chaque protocole de collecte (Fletcher et al., 2019; Zipkin et al., 2019). Ainsi, ces modèles gèrent un processus d'observation différent pour chaque jeu de données, processus adapté à chaque méthode de collecte de données utilisée.

Les développements méthodologiques autour des questions d'analyse intégrée des données ont rendu possible la combinaison de nombreux types de données de nature différentes (Zipkin & Saunders, 2018). Si la modélisation intégrée est maintenant très bien développée et démocratisée en dynamique des populations, par la combinaison de données de capture-marquage-recapture (CMR) et de comptages (voir par exemple (Arnold et al., 2018; Riecke et al., 2019), elle est plus récente et reste novatrice dans les approches spatiales, comme par exemple lorsqu'elle concerne les modèles de distribution d'espèces (Isaac et al., 2020), l'étude de la connectivité migratoire (voir par exemple

(Korner-Nievergelt et al., 2017; Zhu et al., 2020) ou la modélisation de flux d'oiseaux migrateurs (Meehan et al., 2022).

2.3 Présentation des problématiques : distinction entre oiseaux marins et migrateurs terrestres dans les analyses

Au total, 295 espèces d'oiseaux ont été recensées comme fréquentant régulièrement ou occasionnellement les eaux du golfe du Lion ((Bon et al., 2021) [rapport du **lot 1** de MIGRALION]). Leur présence et leur abondance varient à la fois dans le temps, selon des cycles saisonniers (cycles phénologiques), et dans l'espace, en fonction des types d'habitats disponibles.

Ce que l'on appelle « aire de répartition », ou « distribution » d'une espèce est la zone géographique dans laquelle cette espèce est présente et qui dispose des conditions environnementales nécessaires à la vie et au développement de l'espèce (Elton, 2001). Cette aire peut être continue ou disjointe, comme c'est le cas par exemple pour les espèces migratrices. La répartition spatiale des oiseaux désigne l'arrangement spatial des individus d'une espèce au sein de leur aire de répartition. La répartition spatiale des individus à l'intérieur de cette aire dépend non seulement de leur phénologie et des ressources qu'ils exploitent, mais aussi de facteurs individuels comme l'âge ou le sexe (Peterson & Soberón, 2012). Enfin, lorsque l'on fait mention d'utilisation relative de l'espace, nous désignons la distribution de l'intensité d'usage d'un territoire par les individus d'une population, d'une espèce, ou d'un groupe d'espèces (migrateurs terrestres), comparée entre différentes zones de l'aire d'étude. Elle exprime quelles portions de l'espace sont utilisées plus ou moins fréquemment, sans fournir de valeurs absolues de densité ou de temps passé.

La phénologie, définie comme « la science qui étudie l'influence des variations climatiques sur certains phénomènes périodiques de la vie des plantes et des animaux» (Romano et al., 2023), permet de distinguer chez les oiseaux trois grandes périodes du cycle annuel :

- La reproduction (ou nidification), qui correspond à une phase d'activité intense, généralement synchronisée avec les pics de productivité biologique nécessaires à la réussite de l'élevage des jeunes ;
- L'hivernage, caractérisé par une activité ralentie, lorsque les conditions environnementales (ressources alimentaires réduites, climat rigoureux) ne sont pas propices à la reproduction ou à la mue ;
- La migration, durant laquelle plusieurs milliards d'oiseaux, notamment arctiques et sibéro-européens, quittent chaque année leurs zones de reproduction quand le climat y est défavorable et les ressources limitées pour rejoindre des sites d'hivernage situés plus au sud, avant de revenir au printemps.

Dans le cadre de cette étude, il était pertinent de distinguer deux grandes catégories d'oiseaux fréquentant le golfe du Lion :

1. **Les oiseaux marins et certains oiseaux aquatiques d'origine terrestre**, qui utilisent les habitats marins du golfe (en mer ou à proximité du littoral) pour se nourrir ou se reposer. Leur présence

s'étend sur des périodes relativement longues, allant de plusieurs semaines à l'année entière (Markones et al., 2010; Navarro et al., 2009).

2. **Les oiseaux migrateurs terrestres**, qui survolent le golfe du Lion lors de leurs déplacements saisonniers. Contrairement aux premiers, ils ne s'arrêtent pas en mer et n'exploitent pas directement les habitats marins, à l'exception éventuelle de zones littorales (lagunes, marais, trait de côte). Leur présence est temporaire et liée aux périodes de migration : de février à juin pour la migration prénuptiale, et de juillet à novembre pour la migration postnuptiale.

Dans la suite de ce document, les analysent s'appuient sur la distinction entre oiseaux marins et oiseaux migrateurs terrestres afin d'adapter les questionnements et les méthodologies aux particularités écologiques propres à chacun de ces deux groupes. L'objectif principal de ce travail était de mieux comprendre comment l'avifaune utilise le golfe du Lion, tout en portant une attention particulière aux conséquences potentielles du développement de l'éolien en mer, un enjeu appelé à prendre de l'ampleur dans les années à venir. Plus précisément, les différentes analyses cherchaient à répondre aux questions suivantes :

1. Comment les oiseaux marins utilisent-ils l'espace marin du golfe du Lion ?
2. Quelles sont les zones présentant les flux d'oiseaux migrateurs les plus intenses au sein du golfe du Lion ?
3. À quelle hauteur volent les migrateurs terrestres lorsqu'ils traversent le golfe du Lion ?
4. Quelles implications ces connaissances ont-elles pour la planification des parcs éoliens et l'évaluation de leurs impacts potentiels sur l'avifaune ?

Enfin, pour ce qui concerne les distributions des hauteurs de vol des oiseaux marins, le lecteur est invité à se reporter aux analyses présentées dans le livrable L19 du lot 3 (Champagnon et al., 2025) car les données afférentes n'ont pas fait l'objet d'analyses intégrées – ces distribution ont été modélisées directement à partir des altitudes mesurées par télémétrie GPS car le nombre d'individus par espèces et de localisations était suffisant.

Dans ce rapport, nous présentons les résultats de cartes de vulnérabilité relative des oiseaux marins, ainsi que des cartes d'intensité flux migratoires relatifs vis-à-vis des zones validées et potentiels pour le développement de parcs éoliens. Nous présentons également des distributions de hauteurs de vol des migrateurs terrestres, en indiquant sur les graphiques les seuils considérés comme à risque car à hauteur de pales d'éoliennes. Il est important de noter que si **les résultats fournis dans ce rapport constituent une base de connaissance solide sur l'utilisation du golfe du Lion par l'avifaune qui permet d'identifier les zones les plus à risque pour ces espèces vis-à-vis du développement de l'éolien en mer, cette étude n'a pas vocation à se substituer aux états initiaux de l'environnement ni aux études d'impacts locales obligatoires dans le cadre du développement d'infrastructures qui seront menés sur les zones de développement identifiées par l'Etat. En effet, il s'agit de deux démarches bien différentes menées à des échelles et à des résolutions spatiales différentes, avec des approches méthodologiques différentes justifiées par des objectifs bien différents.**

3. Utilisation du golfe du Lion par les oiseaux marins

Le golfe du Lion constitue un point-chaud de productivité en Méditerranée, essentiel pour la faune marine, notamment les oiseaux marins (Coll et al., 2012; Louzao et al., 2009; Pettex et al., 2017). Cette forte productivité primaire résulte de plusieurs facteurs, parmi lesquels l'étendue du plateau continental, les apports en eau douce et en nutriments du Rhône, ainsi que les phénomènes de remontée d'eau induits par le vent (Espinasse et al., 2014; Fraysse et al., 2014; Gatti et al., 2006; Gili et al., 2013). Cette productivité soutient des ressources halieutiques importantes (Banaru et al., 2013) dont dépendent les oiseaux marins pour leur alimentation (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2013). Il est ainsi établi que certaines espèces peuvent parcourir jusqu'à 500 km depuis leurs colonies pour venir s'alimenter dans ces eaux (Gili et al., 2013; UNEP/MAP-RAC/SPA, 2013), soulignant ainsi l'importance de cette zone pour la conservation des oiseaux, y compris pour les espèces qui ne nichent pas directement dans le golfe du Lion.

La communauté d'oiseaux marins en Méditerranée se caractérise par une richesse spécifique relativement faible, mais un taux d'endémisme élevé (Zotier et al., 1999) . Par ailleurs, plusieurs espèces et sous-espèces présentes dans le golfe du Lion sont classées menacées, voire en danger critique d'extinction, à l'échelle nationale ou mondiale. C'est notamment le cas du puffin yelkouan (*Puffinus yelkouan*), du puffin des Baléares (*Puffinus mauretanicus*) et de l'océanite tempête de Méditerranée (*Hydrobates pelagicus melitensis*). Ces espèces sont confrontées à de nombreuses menaces, tant terrestres que marines. À terre, la principale pression provient de la prédation exercée par les chats errants et les rats noirs, qui s'attaquent aux œufs, aux poussins et aux adultes(Bonnaud et al., 2007; Ruffino et al., 2009). En mer, les oiseaux marins sont exposés à la capture accidentelle par les engins de pêche (Laneri et al., 2010), à la raréfaction des ressources alimentaires due aux changements écosystémiques liées aux changements climatiques (MacDonald et al., 2015), aux activités halieutiques (Banaru et al., 2013; Cury et al., 2011; Grémillet et al., 2018), aux polluants divers (Codina-García et al., 2013; Sanpera et al., 2007; Wilcox et al., 2015), ainsi qu'aux perturbations causées par les infrastructures en mer (Garthe & Hüppop, 2004; Green et al., 2016).

Le golfe du Lion est une région particulièrement soumise aux pressions anthropiques, avec une forte activité de pêche commerciale (Banaru et al., 2013), mais aussi un développement important du tourisme et des loisirs nautiques (Parrinello & Bécot, 2019). Cette accumulation d'impacts humains peut affecter la dynamique et la viabilité des populations d'oiseaux marins (Coll et al., 2012).

En plus de ces pressions existantes, de nouvelles activités humaines sont en projet, notamment le développement de parcs éoliens en mer (Ministère de la Transition Écologique, 2020). Ces projets s'inscrivent dans une stratégie internationale de transition énergétique visant à diminuer la consommation d'énergie fossile qui contribuent fortement aux réchauffement climatique (EU Directive 2018). Si l'éolien offshore représente un levier important pour la production d'énergie renouvelable, son impact sur les populations d'oiseaux marins est un enjeu majeur à considérer, puisque certaines espèces peuvent présenter de fortes sensibilités à ces infrastructures (Furness et al., 2013; Garthe & Hüppop, 2004; King, 2019; Vanermen & Stienen, 2019). Les éoliennes en mer peuvent en effet entraîner une mortalité directe par collision (Furness et al., 2013), mais aussi des phénomènes de déplacement des populations en raison des perturbations associées aux turbines et aux activités connexes (Furness et al., 2013). De plus, ces infrastructures modifient l'écosystème local en

transformant les communautés benthiques (Dannheim et al., 2019), en restreignant certaines activités de pêche (Coates et al., 2016) ou encore en influençant la circulation atmosphérique et océanique (Broström al., 2019).

Généralement, ces changements peuvent rendre les zones concernées moins attractives pour les oiseaux marins. Toutefois, dans certains cas, les ressources alimentaires peuvent y devenir plus abondantes qu'avant la construction, augmentant potentiellement l'intérêt de ces zones pour les oiseaux (Dierschke et al., 2016; Vanermen et al., 2015). Cela pourrait offrir de nouvelles opportunités d'alimentation et favoriser certaines dynamiques de population, mais également accroître le risque de collision (Vanermen et al., 2015). En plus de ce risque, les infrastructures vont également attirer les oiseaux en fournissant une opportunité de reposoir, notamment pour les laridés et les cormorans (Dierschke et al., 2016) ou par l'attraction lumineuse.

Alors que la localisation exacte des futurs parcs éoliens dans le golfe du Lion est encore en cours de décision, aucune évaluation globale de la distribution des oiseaux marins à l'échelle du golfe n'a encore été menée. Certaines études ont bien estimé la répartition des oiseaux marins en Méditerranée française, au sein de la Zone Économique Exclusive (ZEE) (Lambert et al., 2017; Pettex et al., 2017), mais celles-ci ne portaient pas sur l'ensemble des espèces à l'échelle spécifique (Pettex et al., 2017), ou se concentraient uniquement sur quelques espèces ciblées (Lambert et al., 2017). Pour orienter efficacement la prise de décision, une évaluation de la distribution des espèces doit couvrir un éventail le plus large possible.

Le projet MIGRALION avait pour objectif d'utiliser des données existantes ainsi que de récolter de nouvelles données pour améliorer les connaissances sur la répartition des différentes espèces d'oiseaux marins dans le golfe du Lion. La majorité des données du programme provenait de campagnes d'observation (comptages) réalisées en mer à partir de bateaux ou d'avion, avec des protocoles parfois très différents. Pour quatre espèces d'oiseaux marins, le goéland leucophée (*Larus michahellis*), la sterne caugek (*Thalasseus sandvicensis*), le puffin de Scopoli (*Calonectris diomedea*) et le puffin yelkouan (*Puffinus yelkouan*), des données de télémétrie étaient également disponibles.

La télémétrie et les comptages en mer fournissent des informations spatiales utiles pour comprendre comment les animaux utilisent l'espace. L'accessibilité croissante des dispositifs de télémétrie et l'abondance des comptages de populations rendent ces données de déplacement et de comptages largement disponibles pour estimer la sélection de l'habitat (Matthiopoulos et al., 2022; Northrup et al., 2022; Thurfjell et al., 2014). Ces deux sources de données permettent aussi de capturer des aspects complémentaires de la sélection de l'habitat, la télémétrie permettant un suivi très détaillé de quelques individus alors que les comptages permettent de suivre théoriquement l'ensemble de la population avec des résolutions temporelles plus grossières. Toutefois, la comparaison et la combinaison de ces deux types de données n'est pas triviale bien qu'attrayante (Matthiopoulos et al., 2022). Télémétrie et comptages se collectent sur des échelles écologiques différentes et la différence fondamentale dans la nature des données enregistrées constitue ainsi un défi important pour comparer et combiner ces données (Lindenmayer et al., 2022; Michelot et al., 2019; Nathan et al., 2022).

Notre objectif dans le projet MIGRALION était de renseigner sur l'utilisation du golfe du Lion par les oiseaux marins, notamment lors de deux périodes clés, celle de la reproduction et de l'hivernage à partir de ces différentes sources de données. Un premier objectif consistait donc à développer un

modèle statistique permettant de prendre en compte, dans une même analyse, des données provenant de sources hétérogènes.

Une méthode permettant de combiner les données de télémétrie et de comptage dans un modèle unique a ainsi été développée dans le projet (Lauret et al., 2025). Cette méthode combine une composante de type *N-mixture* (modèle permettant de modéliser des comptages répétés, *cf* **3.2.1**) pour les données de comptage (Royle, 2004), et une composante de type *Resource Selection Function* (RSF, modèle permettant de modéliser la sélection d'habitat à partir de données de télémétrie; *cf* **3.2.2**) pour les données de déplacement (Boyce & McDonald, 1999; Manly et al., 2002; Northrup et al., 2022). À partir du modèle développé par Lauret al. (2025) ainsi qu'à des développements méthodologiques supplémentaires qui seront détaillés dans ce rapport, nous avons estimé la répartition spatiale des différentes espèces d'oiseaux marins suivies dans ce projet lors de deux saisons distinctes, la reproduction et l'hivernage.

Notre second objectif était de proposer une synthèse de l'utilisation du golfe du Lion par les différentes espèces d'oiseaux marins. En effet, bien que les modèles intégrés permettent de produire des cartes de distribution spécifiques à chaque espèce, celles-ci ne renseignent pas directement sur l'utilisation globale de la zone par l'ensemble de la communauté aviaire. Nous avons donc choisi de synthétiser nos résultats en nous focalisant sur la pression potentielle exercée par les projets éoliens sur les oiseaux marins du golfe du Lion. Pour ce faire, nous avons utilisé des indices de vulnérabilité spécifiques à l'éolien développés par Garthe & Hüppop, 2004, afin de combiner les cartes de répartition pour chaque espèce dans la partie précédente et produire des cartes synthétiques de vulnérabilité, à la fois pour la période de reproduction et pour l'hivernage. Ces cartes permettent d'identifier les zones à fort enjeu écologique dans le cadre du développement de l'éolien en mer.

3.1 Présentation des données

3.1.1 Les espèces présentes sur la zone

Nous nous sommes concentrés sur 17 espèces d'oiseaux marins présents en hiver ou pendant la période de reproduction dans le golfe du Lion (**Tableau 1**) pour lesquelles nous avions suffisamment de données, c'est à dire au moins 100 observations cumulées sur l'ensemble des campagnes de comptages réalisées, pour effectuer des analyses (**Figure 3**). Plusieurs espèces hivernantes ou nicheuses du golfe du Lion n'ont pas pu être prises en compte dans ce travail en raison d'un manque de données. C'est notamment le cas d'espèces côtières telles que les cormorans, les plongeons et les grèbes, ainsi que de certains laridés nicheurs, comme le goéland railleur (*Chroicocephalus genei*) ou la sterne naine (*Sternula albifrons*) (**Figure 3**). Sur l'ensemble des espèces retenues, neuf n'ont été étudiées que pendant la période hivernale car elles ne sont pas présentes en quantité suffisante en période de reproduction, trois sont uniquement présentes et étudiées pendant la période de reproduction et enfin cinq ont été étudiées aux deux périodes (**Tableau 1**).

Tableau 1 : Espèces présentes dans le golfe du Lion, avec au moins 100 observations disponibles pour les analyses portant sur l'ensemble des campagnes en mer regroupées dans le cadre de MIGRALION. Les espèces avec une * indique un regroupement d'espèces dans une même catégorie pour les analyses statistiques.

Nom français	Nom scientifique	Mois conservés hors reproduction	Mois conservés en reproduction
Goéland leucophée	*Larus michahellis*	Septembre-Février	Mars-Juillet
Mouette mélanocéphale	*Ichthyaetus melanocephalus*	Septembre-Mars	Avril-Juillet
Mouette tridactyle	*Rissa tridactyla*	Novembre-Avril	*Non reproducteur dans le golfe du Lion*
Mouette pygmée	*Hydrocoloeus minutus*	Octobre-Mai	*Non reproducteur dans le golfe du Lion*
Mouette rieuse	*Chroicocephalus ridibundus*	Septembre-Mars	Avril-Juillet
Sterne caugek	*Thalasseus sandvicensis*	Septembre-Février	Mars-Juillet
Sterne pierregarin	*Sterna hirundo*	*Absent*	Avril-Juillet
Puffin des Baléares	*Puffinus mauretanicus*	Août-Décembre	Janvier-Juin
Puffin yelkouan	*Puffinus yelkouan*	Septembre-Janvier	Février-Juillet
Puffin de Scopoli	*Calonectris diomedea*	*Absent*	Avril-Septembre
Pingouin torda	*Alca torda*	Décembre-Mars	*Non reproducteur dans le golfe du Lion*
Macareux moine	*Fratercula arctica*	Décembre-Mars	*Non reproducteur dans le golfe du Lion*
Fou de Bassan	*Morus bassanus*	Octobre-Avril	*Non reproducteur dans le golfe du Lion*
Océanite tempête	*Hydrobates pelagicus*	*Absent*	Avril-Août
Labbe parasite*	*Stercorarius parasiticus*	Septembre-Mai	*Non reproducteur dans le golfe du Lion*
Labbe pomarin*	*Stercorarius pomarinus*	Septembre-Mai	*Non reproducteur dans le golfe du Lion*
Grand labbe*	*Stercorarius skua*	Septembre-Mai	*Non reproducteur dans le golfe du Lion*

3.1.2 Comptages en mer

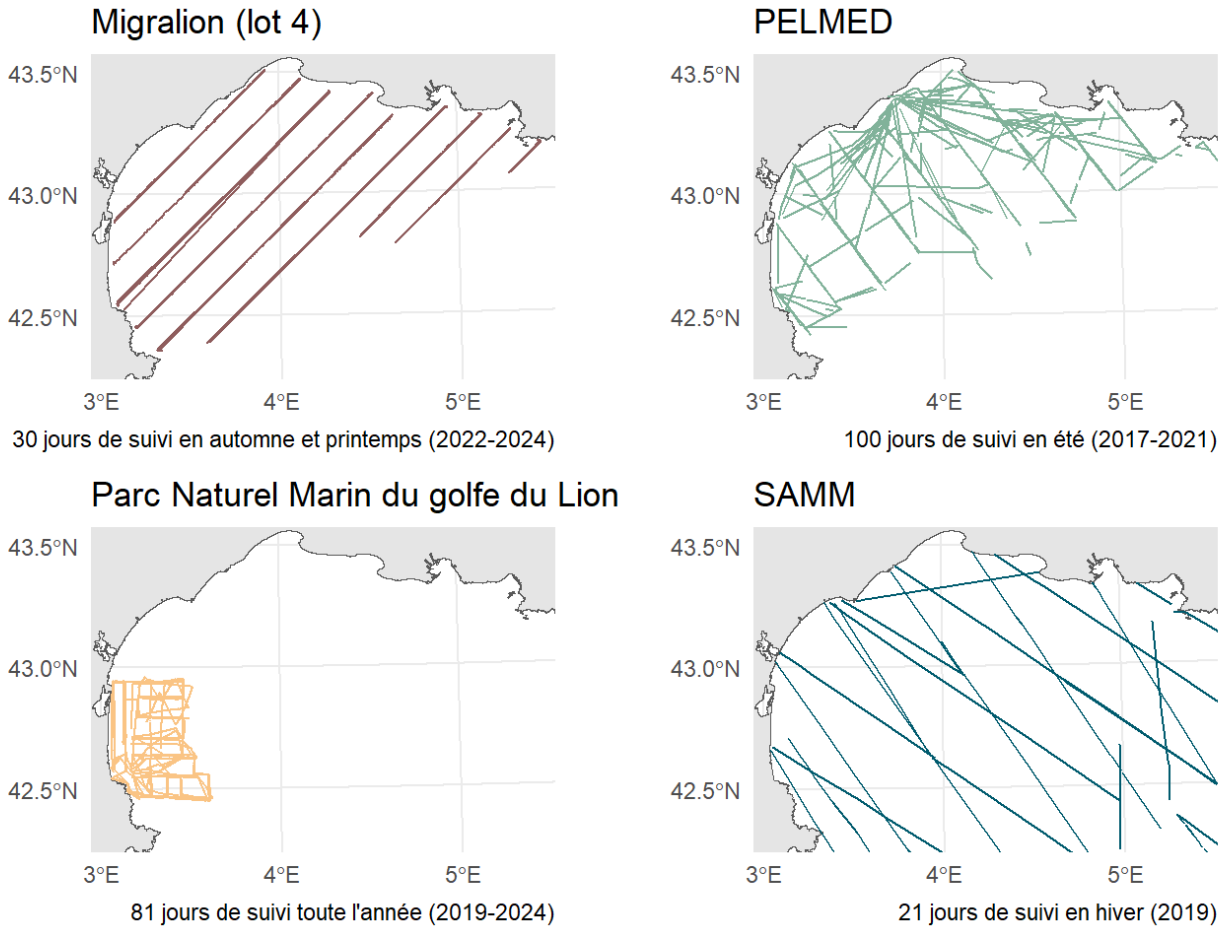


***Figure 1** : Ensemble des transects suivis par les différentes campagnes en mer utilisées dans le cadre du lot 6 pour les analyses statistiques. Seuls les transects ayant eu lieu dans la zone d'étude sur laquelle ont été faites les analyses ont été conservés pour les analyses statistiques. Seuls les transects ayant eu lieu dans la zone d'étude sur laquelle ont été faites les analyses ont été conservés pour les analyses. Certains transects sont superposés en lien avec des réplicats effectués lors de différentes saisons (**cf. Figure 2**).*

Des données de comptage en mer d'oiseaux marins ont été collectées dans le cadre de quatre programmes, résumés dans la **Figure 1**. Le programme de Suivi Aérien de la Mégafaune Marine, SAMM II, réalisé par l'Observatoire Pelagis et financé par l'exemple Agence des Aires Marines Protégées (actuellement OFB) était le seul programme de prospection aérienne (Dorémus et al., 2020). Il a été mené durant les mois de janvier à février en 2019. Des données issues d'une campagne plus ancienne (SAMM I), réalisée en 2011-2012, étaient également disponibles, mais n'ont pas été retenues en raison de leur éloignement temporel par rapport aux autres campagnes utilisées dans ce projet, ce qui aurait pu introduire des biais dans la distribution des oiseaux marins. PELMED (PELagique MEDiterrannée) est une campagne halieutique annuelle visant principalement à évaluer les ressources en petits poissons pélagiques (Observatoire Pelagis-OFB-IFREMER). Elle collecte également des données sur les oiseaux marins, à travers la mise en place du protocole Mégascope de recensement de la mégafaune marine depuis un navire halieutique (Observatoire Pelagis). Cette campagne a lieu chaque été, de fin

juin à septembre. Nous avons utilisé les données de l'ensemble des campagnes réalisées pour la première en 2017 et pour la plus récente en 2021. Nous avons également utilisé les données du Parc naturel marin du golfe du Lion (PNM). Des suivis y sont menés tout au long de l'année depuis 2019. Enfin, les données issues du **lot 4** du programme MIGRALION ont été collectées de 2022 à 2024, également deux fois par an au printemps et en automne, afin de couvrir les périodes de migration pré- et postnuptiale des oiseaux.

Bien que l'échantillonnage de l'ensemble des campagnes utilisées pour l'analyse couvre une large partie de la zone d'étude (**Figure 2.a**), certaines cellules formant notre grille d'analyse sont plus échantillonnées que d'autres, du fait qu'elles aient fait l'objet d'un plus grand nombre de passages (**Figure 2.b**) notamment dans le parc naturel marin du golfe du Lion.

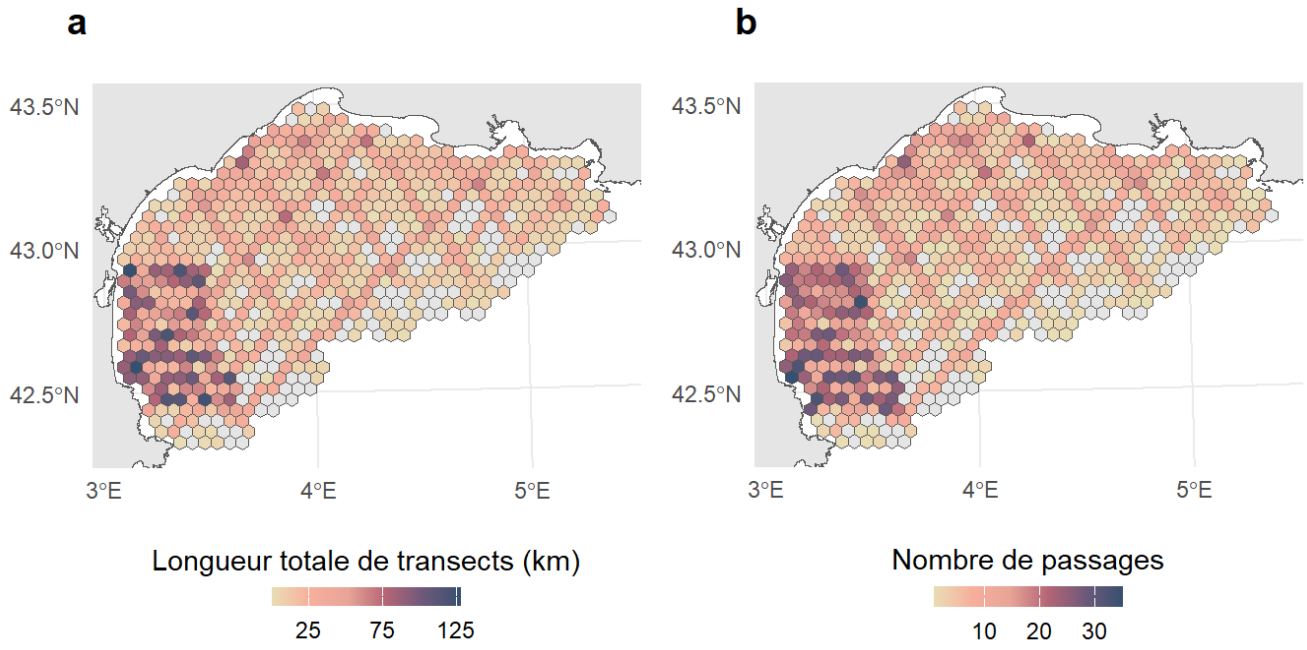


***Figure 2** : Effort d'échantillonnage dans chacune des cellules de la grille de prédiction. (a) Longueur cumulée de transects en kilomètres effectués par cellules toutes années et campagnes confondues (b) nombre de passages par cellule toutes années et campagnes confondues. Chaque cellule de notre grille de prédiction présente une surface de 20 km².*

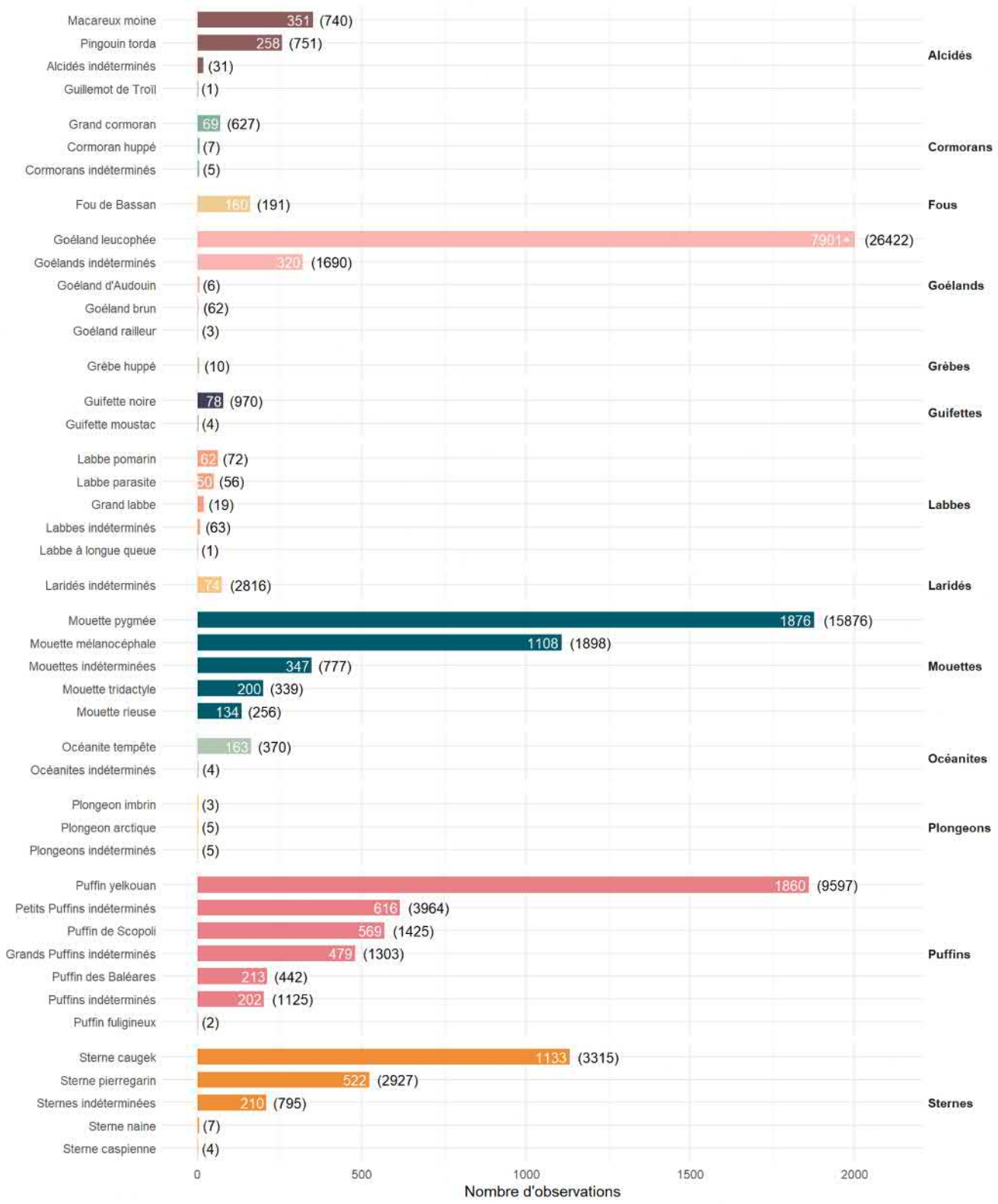


Figure 3 *: Nombre d'observations dans la zone d'étude par espèce cumulé sur l'ensemble des campagnes de comptage utilisées dans le projet (SAMM, PELMED, PNM et MIGRALION). Le nombre entre parenthèses indique l'effectif total (une même observation peut concerner un groupe de plusieurs individus).*

Tous ces programmes ont collecté des données à l'échelle de l'espèce, mais dans certains cas, l'identification précise s'est avérée difficile, entraînant l'agrégation d'espèces dans des catégories communes. C'est par exemple le cas pour les "grand puffins indéterminés" qui ont été regroupés avec les puffins de Scopoli. En effet, dans le golfe du Lion, le puffin de Scopoli est le seul grand puffin largement présent. De même, les océanites indéterminés ont été regroupés avec les océanites tempêtes, seule espèce d'océanite présente dans le golfe du Lion.

Pour certains groupes comme les laridés, un grand nombre d'individus n'a pu être identifié : 777 mouettes, 795 sternes, 1690 goélands ainsi que 2816 laridés qui n'ont pas pu être classés dans l'un de ces sous-groupes. Pour les puffins, il y avait aussi grand nombre d'indéterminés avec 1125 puffins indéterminés toutes tailles comprises ainsi que 3964 petits puffins indéterminés (baléares/yelkouans). Aucun regroupement pour ces différents groupes n'a été effectué étant donné que chaque groupe d'espèces identifié au plus faible niveau contenait suffisamment de données pour la modélisation. Ces données indéterminées ont donc simplement été exclues des analyses.

Enfin, les labbes ont été regroupés pour ne former qu'une catégorie 'labbes' permettant d'avoir suffisamment d'observations pour faire des cartes de distribution pour ce groupe (les données pour chaque espèce étant trop peu nombreuses pour permettre une analyse pertinente).

En conséquence, la distribution de 17 espèces (les trois espèces de labbes étant regroupés en un seul groupe, cf. **Tableau 1**) a été modélisée. La distribution des oiseaux marins peut varier selon les saisons, certaines espèces n'étant présentes dans la zone d'étude que durant certaines périodes de l'année. Pour cette raison, nous avons scindé notre analyse en deux périodes : la saison de reproduction et la saison hors reproduction, respectivement pour chaque espèce (**Tableau 1**).

3.1.3 Suivis télémétriques

Des données de suivi par télémétrie GPS étaient disponibles pour quatre espèces marines dans le golfe du Lion : le puffin de Scopoli, le puffin yelkouan, le goéland leucophée et la sterne caugek (**Figure 4**). Parmi les individus équipés, nous n'avons conservé que les individus équipés à partir de 2017, pour rester cohérent avec les données de comptage en mer.

Nous avons ainsi pu utiliser les localisations de 49 goélands leucophées, adultes et juvéniles ("EcoDIS", Tour du Valat, MIVEGEC, CNRS, CRBPO, ID_PROG 990) équipés à Planasse (proche Narbonne), au îles du Frioul (au large de Marseille) et dans l'Anse de Carteau (Camargue/Fos-sur-Mer), de 28 sternes caugek adultes (**lot 3** de MIGRALION et programme "*Thalasseus sandvicensis* - Med - CRBPO 1190", MNHN, CNRS, CEN Occitanie, Conservatoire du littoral, Sète agglopole Méditerranée, financement : EFGL (Ocean-Winds), Eolmed) équipées dans l'étang de Thau (Montpellier), de 40 puffins yelkouans adultes (**lot 3** de MIGRALION et programme "Puffinus yelkouan - Yelkouan shearwater - Port-Cros France - ID_PROG 1190/1330", CNRS-CEFE, Tour du Valat, MNHN, Parc National de Port-Cros, financement : EOLMED/EFGL/PGL, OFB) équipés à Port-Cros (Îles d'Hyères) et 67 puffins de Scopoli adultes (**lot 3** de MIGRALION et programme "*Calonectris diomedea* - Scopoli's shearwater - Riou Marseille France - ID_PROG 1190/1330", OrnitEOF, PGL, CNRS, Tour du Valat, MNHN, Parc National des Calanques, financement: Ademe & PGL) équipés sur l'île Riou (Marseille).

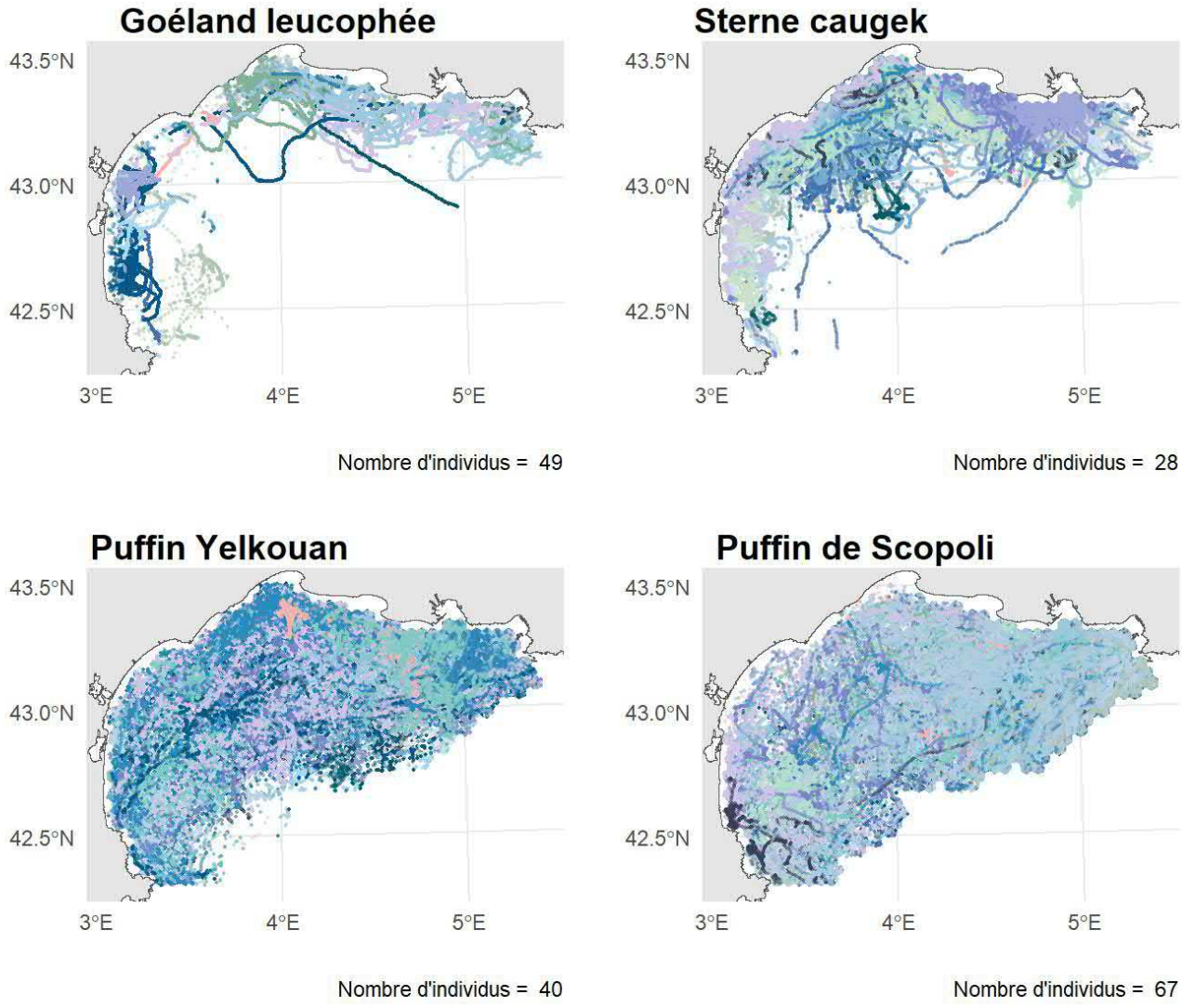


***Figure 4** : Localisations GPS utilisées pour les analyses portant sur l'utilisation relative du golfe du Lion pour les quatre espèces d'oiseaux marins suivis par télémétrie dans le cadre du **lot 3** de MIGRALION et de programmes complémentaires (voir texte). Les localisations situées en dehors de l'aire dans laquelle les analyses sont effectuées ne sont pas conservées. Chaque point représente une localisation, les couleurs représentent différents individus.*

3.1.4 Covariables environnementales

Tableau 2 : Détails sur les covariables utilisées dans les modèles pour caractériser l'utilisation de l'espace par les oiseaux marins. Les covariables statiques proviennent du jeu de données MARSPEC (Sbrocco & Barber, 2013) et les covariables dynamiques provienne du « Copernicus Marine Data Store ».

Covariable	Influence écologique	Source et résolution
Bathymétrie *(bathy)*	La profondeur va notamment permettre de déterminer la localisation des fronts de plateau continental, où les oiseaux marins et leurs proies ont tendance à s'agréger (Roda et al., 2025; Yen et al., 2004).	**MARSPEC** : Ocean Climate Layers for Marine Spatial Ecology (bathy_30s) **Résolution spatiale** : ~1 km (30 arc-second) **Résolution temporelle** : statique
Distance à la côte *(dist_coast)*	La distance à la côte est déterminante pour les espèces ayant un lien étroit avec leurs sites de reproduction « *central-place forager* » (Ronconi et al., 2022; Yen et al., 2004). Elle influence également les zones d'alimentation des espèces très côtières comme les cormorans ou les plongeons (Virgili et al., 2017).	**MARSPEC** : Ocean Climate Layers for Marine Spatial Ecology (biogeo05_30s) **Résolution spatiale** : ~1 km (30 arc-second) **Résolution temporelle** : statique
Température de surface de la mer *(SST)*	La température de l'eau en surface influence directement la répartition des proies des oiseaux marins, notamment par son effet sur la production primaire et la structuration des écosystèmes pélagiques (Evans et al., 2021; Roda et al., 2025; Virgili et al., 2017).	**Copernicus Marine Data Store** *Mediterranean Sea Physics Reanalysis (Temperature)* **Dates** : 01/01/2017 - 31/12/2024 **Résolution spatiale** : 4-5 km **Résolution temporelle** : mois
Concentration chlorophylle a (en log) *(Chla)*	La chlorophylle a est un indicateur clé de la productivité primaire, reflétant l'abondance du phytoplancton, base de la chaîne alimentaire marine (C. Péron et al., 2010; Roda et al., 2025).	**Copernicus Marine Data Store** *Mediterranean Sea Biogeochemistry Reanalysis (Chlorophyll)* **Dates** : 01/01/2017 - 31/12/2024 **Résolution spatiale** : 4-5 km **Résolution temporelle** : mois

Les covariables dynamiques présentait une résolution temporelle mensuelle (**Tableau 2**). Pour les utiliser dans nos modèles de manière statique (puisque nous cherchons à modéliser une distribution statique), nous avons calculé la moyenne de l'ensemble des données mensuelles de la période disponible (2017-2024). Nous avons obtenu ainsi une valeur moyenne par cellule.

Afin de limiter les effets de colinéarité entre ces différentes covariables, nous avons restreint notre sélection aux covariables présentant une corrélation faible à modérée entre elles. Une forte colinéarité entre les covariables peut entraîner des problèmes d'identifiabilité des effets, rendant difficile l'interprétation des coefficients estimés par les modèles et augmentant l'incertitude des

prédictions (Van De Pol et al., 2016). En particulier, la colinéarité peut induire une instabilité des estimations, avec des variances élevées des coefficients et des inversions de signes paradoxales (Van de Pol et al. 2016). Pour éviter ces biais, nous avons calculé les coefficients de corrélation de Pearson entre toutes les covariables et appliqué un seuil de 0.7 comme critère d'exclusion. Cette démarche permettait d'assurer que chaque covariable retenue apportait une information indépendante, améliorant ainsi la robustesse et la fiabilité du modèle dans la prédiction des habitats favorables aux oiseaux marins. Nous avions pré-sélectionné différentes covariables (**Tableau 1 en Annexe 1**) mais seules les covariables de température, de production primaire, de distance à la côte et de bathymétrie ont été retenues (**Figure 1 en Annexe 1**) pour limiter la colinéarité.

3.2 Présentation des analyses

3.2.1 Intégration des comptages provenant des différentes campagnes en mer

Mobiliser l'ensemble des données provenant de différentes campagnes aériennes devrait, en théorie, permettre de produire des prédictions plus fiables et plus précises que celles obtenues à partir d'une analyse basée sur un seul jeu de données (Isaac et al., 2020). Cependant, chaque jeu de données est associé à des biais intrinsèques, liés notamment au processus d'observation (campagnes aériennes ou bateau) à l'effort d'échantillonnage spatial (zones d'étude de tailles très variables, nombre de passages hétérogène, couverture spatiale inégale) ainsi qu'aux conditions environnementales dans lesquelles chaque transect a été réalisé. En effet, les campagnes aériennes permettent de couvrir rapidement de vastes zones, mais à une altitude et une vitesse qui peuvent limiter la précision de l'identification des espèces. A l'inverse, les observations en bateau offrent une meilleure résolution visuelle et une identification plus fiable, mais couvrent une superficie plus restreinte et sont plus sensibles aux conditions de mer. Ces disparités limitent la pertinence de l'utilisation d'un modèle unique pour toutes les sources de données (D. A. W. Miller et al., 2019).

Pour surmonter ces contraintes, il est préférable d'utiliser des modèles intégrés (Fletcher et al., 2019), c'est-à-dire des modèles statistiques capables de combiner plusieurs sources de données au sein d'un cadre de modélisation hiérarchique unique (Kéry & Royle, 2020). Le principe de ces modèles repose sur la distinction entre (i) **le processus latent**, qui décrit la distribution des individus dans l'espace et est commun à tous les jeux de données et (ii) l**e processus de détection**, qui est spécifique à chaque source de données et permet de tenir notamment compte des différences dans la probabilité de détection des individus des espèces étudiées.

Deux types de modèles ont été testés pour caractériser l'utilisation de l'espace par les oiseaux marins à partir des données de comptages en mer : les modèles d'*occupancy* (détection/non-détection) et les modèles *N-mixture* (comptages). Suite à ce travail, disponible en ligne (Schroll et al., 2024), nous avons décidé d'utiliser les modèles *N-mixture* (Royle, 2004) pour estimer l'abondance relatives des oiseaux marins en mer. Dans le cadre du lot 4 de MIGRALION, les transects bateaux ont été réalisés de manière répétée (entre les années ou les saisons) en parcourant les mêmes zones, ce qui permet d'obtenir des réplicas pour un même site. Par ailleurs, certaines campagnes distinctes incluent des zones d'étude communes, offrant ainsi des comptages répétés sur ces secteurs. Cette répétition des observations est

essentielle pour séparer l'abondance relative réelle des oiseaux de la probabilité de détection des individus, et ainsi d'obtenir une estimation plus robuste de la distribution spatiale des individus.

Une hypothèse centrale de ces modèles est que le site (l'unité d'échantillonnage ou de modélisation) est "fermé" entre les répétitions, c'est-à-dire que le nombre d'individus présents sur un site ne changent pas au cours de la période d'échantillonnage couverte par les différentes répétitions. Cependant, cette hypothèse de fermeture est difficilement tenable pour des espèces très mobiles comme les oiseaux marins, notamment lorsque les répétitions sont issues de différentes campagnes de survol espacées dans le temps, et que les sites peuvent être utilisés par des individus différents entre les passages. Dans ce contexte, l'abondance estimée par le modèle ne peut plus être interprétée comme une abondance absolue, mais plutôt comme une intensité d'utilisation de l'espace, c'est-à-dire une mesure relative de la probabilité de présence d'un individu sur un site donné au moment de l'observation. Cette intensité d'utilisation varie en fonction des caractéristiques environnementales, et peut donc être interprétée comme une abondance relative, utile pour identifier les zones d'importance écologique.

- **Modélisation du processus latent**

Un processus ponctuel de Poisson inhomogène (IPP) décrit la distribution aléatoire de points dans l'espace (ici, interprétés comme des oiseaux marins) où la densité attendue de ces points est influencée par des variables spatiales (par exemple, des covariables environnementales, *cf.* **Tableau 2**.

Le modèle que nous avons utilisé pour modéliser ce processus estime une fonction d'intensité qui estime spécifiquement λ_s, le nombre attendu de points à chaque cellule s en fonction de covariables X_j :

$$log(\lambda_s) = \beta_0 + \sum_{j=1}^{ncov} f_j(X_{s,j})$$

où β_0 est l'ordonnée à l'origine de la densité, et chaque $f_j(X_{s,j})$ représente une fonction non linéaire appliquée à la covariable X_j, avec $ncov$ le nombre total de covariables j. Pour chaque covariable, nous obtenons la spline suivante :

$$f(X) = \beta_1 B_1(X) + \beta_2 B_2(X)$$

où $f(X)$ est la fonction spline appliquée à la covariable X_j . Ici nous avons utilisé des "thin plate splines" avec 3 nœuds (k). Le nombre de fonctions de base générées, B, est toujours égal à $k-1$. Dans notre cas, avec $k=3$, cela donnait deux fonctions de base. On avait alors $B_1(X)$ et $B_2(X)$ les fonctions de base de la spline et β_1 et β_2 les coefficients associés à chaque fonction de base. Les bases de la spline sont des fonctions mathématiques qui permettent de modéliser des relations potentiellement non linéaires entre les variables. Elles sont automatiquement construites à partir des données à l'aide de la fonction "smoothCon" du package R *mgcv* (Pedersen et al., 2019).

L'utilisation de splines plutôt que des relations linéaires permet de mieux caractériser les relations avec les covariables environnementales, qui ne sont pas nécessairement linéaires et peuvent inclure des effets liés à des optimums écologiques par exemple ou des effets de seuil.

Pour estimer la force de la sélection de l'habitat à partir des données de comptage, nous avons utilisé une distribution binomiale négative :

$$N_{s,m,q} \sim NegBin\ (\lambda_s * surface_{s,m,q}, \kappa)$$

où $N_{s,m,q}$ représente l'abondance sur la cellule s, lors de l'occasion d'échantillonnage q de la campagne m, λ_s est la moyenne de la distribution, modélisée en fonction des covariables spécifiques à chaque cellule, intégrant la surface échantillonnée comme offset, afin de corriger les abondances observées en fonction de la taille de la zone prospectée, et κ est le paramètre de surdispersion.

La distribution binomiale négative permet de prendre en compte la surdispersion des données de comptage (Dénes et al., 2015; Kéry & Royle, 2020). En effet, la binomiale négative autorise une moyenne et un écart-type distincts (contrairement à la loi de Poisson), la variance étant donnée par la formule :

$$Var(N_s) = \lambda_s + {\lambda^2}_s / \kappa$$

La surdispersion par rapport à une distribution aléatoire simple de type Poisson est un phénomène fréquent dans les comptages d'oiseaux marins, car ces espèces ont tendance à s'agréger en grand nombre sur certains sites pour s'alimenter ou se reposer.

- **Modélisation du processus d'observation**

Dans nos modèles, nous avons inclus un processus de détection spécifique à chaque type de campagne afin de prendre en compte les différences entre chaque jeu de données (avion, bateau *etc.*). A la différence de l'état latent pour lequel le nombre réel d'individus présents sur un site donné est supposé constant à travers tous les jeux de données, l'état observé, c'est à dire le nombre d'individus observés sur ce site peut varier selon le jeu de données. Nous considérons $Y_{s,m,q}$ le nombre d'individus observés dans la cellule s, lors de l'occasion d'échantillonnage q et de la campagne m comme issu d'un tirage binomial de paramètre $N_{s,m,q}$ avec une probabilité de détection p.

$$Y_{s,m,q} \sim Binomiale\ (N_{s,m,q},\ p_m)$$

p_m représente la probabilité de détecter un individu, sachant qu'il est présent sur dans la cellule s et varie uniquement en fonction du type de campagne m, chaque campagne ayant une probabilité de détection fixe.

3.2.2 Modélisation des données de télémétrie

Les données de télémétrie permettent d'estimer une fonction de sélection de l'habitat, appelée *Resource Selection Function* (RSF) (Aarts et al., 2008; Fieberg et al., 2021). Classiquement, ces fonctions sont ajustées à l'aide d'une régression logistique, pour laquelle les localisations issues de la télémétrie sont codées avec des 1, tandis qu'un ensemble de points représentant l'habitat disponible (ou des points de "pseudo-absence") est codé avec des 0. Dans notre cas, nous avons sélectionné aléatoirement 10 points disponibles, ou "pseudo-absences", pour chaque localisation enregistrée sur la trajectoire GPS. Ces points ont été répartis uniformément dans la zone d'étude du golfe du Lion. L'objectif est de sélectionner des pseudo-absences dans des zones considérées comme accessibles pour chaque individu.

Soit K l'ensemble de données stockant ces observations binaires (1/0). K_s est modélisé pour chaque point s comme un tirage issue d'une binomiale dépendant de l'intensité λ_s:

$$K_s \sim Binomial\ (w_s, \lambda_s)$$

$$logit(\lambda_s)\ = \beta_0 + \sum_{j=1}^{ncov} f_j(X_{s,j})$$

où β_0 est l'ordonnée à l'origine et chaque $f_j(X_{s,j})$ représente une fonction non linéaire appliquée à la covariable X_j, avec $ncov$ le nombre total de covariables j. Les RSF peuvent entraîner des coefficients de sélection de l'habitat biaisés ainsi que des intervalles de confiance non fiables (trop étroits) en raison de l'autocorrélation spatio-temporelle dans les données de télémétrie (Alston et al., 2023). Pour limiter cette autocorrélation, nous avons conservé uniquement une localisation par heure. Aussi, un poids w est ajouté à la vraisemblance. Nous avons utilisé $w = 1000$ pour les localisations disponibles, et $w = 1$ pour les localisations utilisées, comme recommandé (Fieberg et al., 2021; Muff et al., 2020).

Les prédicteurs environnementaux sont écrits, là aussi, sous forme de splines, tout en contraignant leur flexibilité avec trois nœuds (*cf*. **3.2.1**). La sélection des covariables environnementales X est présentée dans la partie **3.2.4**.

3.2.3 Intégration de la télémétrie et des comptages en mer

Les modèles développés pour analyser les données de télémétrie et ceux pour les comptages aériens estiment une intensité relative de l'utilisation de l'habitat (λ) en utilisant une combinaison similaire de prédicteurs environnementaux (X). De cette manière, et de façon analogue à un processus ponctuel de Poisson inhomogène (IPP), la densité attendue des points est corrélée avec des covariables environnementales. (Aarts et al., 2012) ont démontré que les coefficients de sélection relatifs de l'habitat (β) convergent entre différents IPP, ouvrant ainsi la voie au développement d'un modèle intégré combinant données de télémétrie et données de comptages en mer.

Sur cette base, un modèle intégré permettant d'estimer la sélection relative de l'habitat a été développé et est représenté schématiquement sur la **Figure 5** (Lauret et al., 2025). Ce modèle combine les données de télémétrie via des modèles RSF et les données de comptage à l'aide des modèles *N-mixture*. Le développement de ce modèle a fait l'objet de tests par simulations qui sont entièrement présentés dans l'article (Lauret et al., 2025). Pour les résultats finaux de MIGRALION, nous avons légèrement retravaillé le modèle de Lauret et al. (2025) avec comme principale modification l'utilisation de fonctions non linéaires pour faire le lien avec les covariables environnementales.

- **Structure du modèle intégré**

Le modèle intégré estime conjointement les coefficients β des splines $\mathrm{B}(X)$. Il conserve la structure hiérarchique du *N-mixture* et la structure de régression logistique de la RSF, aboutissant à deux sous-modèles similaires à l'IPP, partageant les mêmes coefficients de sélection de l'habitat, mais avec des intercepts distincts.

  - Sous-modèle du N-mixture :

Comme mentionné dans la section **3.2.1**, nous avons choisi d'utiliser une distribution négative binomiale plutôt qu'une distribution de Poisson pour estimer la sélection de l'habitat à partir des données de comptage, car cette distribution permet un meilleur ajustement aux données observées. Toutefois, dans le cadre du modèle intégré télémétrie/comptages aériens, nous utilisons une distribution de Poisson, car seule la convergence entre un modèle de Poisson et une RSF a été validée par Aarts et al. (2012).

$$log(\lambda_s^{Nmix}) = \beta_0^{Nmix} + \sum_{j=1}^{ncov} f_j(X_{s,j})$$

$$N_{s,m,q} \sim Poisson\,(\lambda_s^{Nmix} * surface_{s,m,q})$$

- <u>Sous-modèle de la RSF :</u>

$$logit(\lambda_s^{RSF}) = \beta_0^{RSF} + \sum_{j=1}^{ncov} f_j(X_{s,j})$$

$$K_s \sim Binomial\,(w_s\,, \lambda_s^{RSF})$$

On note que les intercepts β_0^{Nmix} (sous-modèle N-mixture) β_0^{RSF} (sous-modèle RSF) sont différents. De ce fait, les deux sous modèles n'estiment pas la même intensité λ de l'IPP (Aarts et al. 2012; Northrup et al. 2022). Cependant, les coefficients β des splines $\mathrm{B}(X)$ traduisant la relation avec les covariables environnementales sont bien partagés entre les deux sous-modèles.

Ainsi, nous pouvons générer des cartes d'intensité d'utilisation relative de l'habitat en représentant $\sum_{j=1}^{ncov} f_j(X_{s,j})$ pour une RSF, un N-mixture et/ou le modèle intégré.

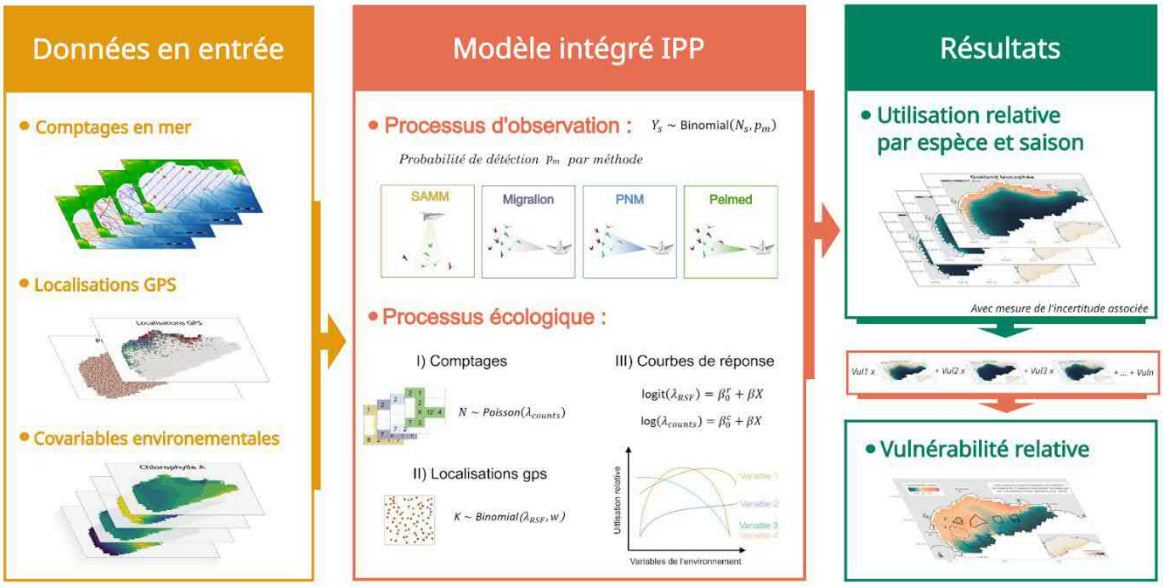


Figure 5 *: Représentation schématique du concept de modélisation intégrée de l'utilisation relative du golfe du Lion par les oiseaux marins. Premièrement, les informations relatives au nombre d'oiseaux de chaque espèce et à l'environnement sont échantillonnées dans l'espace géographique d'étude. Deuxièmement, un modèle statistique (ici, un modèle hiérarchique permettant de corriger pour la*

détection imparfaite des individus) est utilisé pour estimer l'utilisation relative du golfe par les oiseaux marins. Ce modèle statistique, basé sur un processus ponctuel de Poisson inhomogène (IPP), se décompose en deux compartiments dont le lien se fait via les paramètres des courbes de réponses aux variables de l'environnement. Un premier sous-modèle d'abondance relatives spatiales N-mixture intégré sur l'ensemble des données de comptages et un second sous-modèle de RSF (fonction de sélection des ressources) d'utilisation relative de la zone appliqué aux localisations GPS. Enfin, l'utilisation relative de l'espace géographique d'étude prédite par le modèle est cartographiée et sa représentation est, accompagnée d'une mesure d'incertitude (coefficient de variation) pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation est une mesure sans unité du rapport de l'écart-type à la moyenne, plus sa valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et donc la prédiction incertaine. Enfin, une dernière étape pondère l'utilisation relative prédites pour chaque espèce par un coefficient de vulnérabilité vis à vis de l'éolien pour aboutir à une carte synthétique de la vulnérabilité relative sur la zone d'étude.

3.2.4 Indices de vulnérabilité à l'éolien par espèce

Pour calculer la vulnérabilité des espèces, il faut tenir compte de trois grands facteurs spécifiques à chaque espèce. Le score de conservation (CS), le risque de collision et le risque de déplacement.

Le score de conservation provient du document : "OFB and GISOM. *Identification et priorisation de la responsabilité de chaque sous-région marine pour les enjeux ornithologiques*. (2020)". Ce score combine le statut des espèces et la représentativité des populations françaises. Le statut des espèces est défini à partir du statut de l'UICN ou des tendances démographiques observées. La représentativité quant à elle correspond au pourcentage de la population mondiale présent en France, et plus spécifiquement sur le littoral méditerranéen. Des valeurs de représentativité différentes sont définies pour la période de reproduction et la période hivernale, car l'utilisation de l'espace par les oiseaux marins peut fortement varier selon la saison. La représentativité et le statut des espèces sont notés sur 10, le score de conservation correspond à la moyenne de ces deux valeurs (**Tableau 3).**

Le risque collision est évalué à partir de quatre critères : le pourcentage de temps en vol à hauteur de pales (Alt), la manoeuvrabilité en vol (Man), le pourcentage de temps passé en vol (Ptf), et un score d'activité nocturne (Noc). Le risque de déplacement est évalué à partir de deux critères : la sensibilité des oiseaux à des perturbations comme les éoliennes, les bateaux, etc. (Dis), et la spécialisation à l'habitat (Spe). Les données de risque de déplacement et de collision proviennent de l'article de Bradbury et al. (2014). Les critères ont été attribués sur une échelle de 1 à 5, où 5 représente un impact négatif fort (**Tableau 3**). Concernant le critère de l'altitude de vol, il a été exprimé en pourcentage du temps passé par une espèce à voler à hauteur des pales d'éolienne (définie de manière générique entre 20 et 150 mètres au-dessus du niveau de la mer), plutôt que d'utiliser une échelle en cinq points (Furness et al., 2013). Les estimations des paramètres Alt, Ptf et Noc obtenues dans le **Lot 3** pour les puffins de yelkouan, les puffins de Scopoli et les sternes caugek, bien qu'elles n'aient pu être directement intégrées ici, sont assez proches des valeurs utilisées.

A partir de ces différents facteurs, l'indice de vulnérabilité Vul pour une espèce est calculé de la façon suivante (Garthe & Hüppop, 2004) pour chaque saison r, pendant ou hors reproduction (R et HR respectivement) :

$$Vul_r = \frac{Alt + Man + Ptf + noc}{4} \times \frac{Dis + Spe}{2} \times CS_r$$

Les scores de vulnérabilité obtenus sont présentés dans le**Tableau 3**

Tableau 3 : Scores de vulnérabilité (Vul) durant la période de reproduction (R) ou en dehors (HR) des 17 espèces étudiées. Ces scores sont calculés en utilisant le score de conservation (CS), le pourcentage de temps en vol à hauteur de pales (Alt), la manoeuvrabilité (Man), le pourcentage de temps passé en vol (Ptf), et un score d'activité nocturne (Noc)

Espèce	Alt	Man	Ptf	Noc	Dis	Spe	CS (HR)	CS (R)	Vul (HR)	Vul (R)
Fou de Bassan	12	3	3	2	2	1	1.8	*Absent*	13.5	*Absent*
Goéland leucophée	35	2	2	3	2	1	2.8	3.5	44.1	55.12
Mouette tridactyle	15	1	3	3	2	2	3	*Absent*	33	*Absent*
Mouette rieuse	20	1	1	2	2	2	1.3	3.3	15.6	39.6
Mouette mélanocéphale	25	1	2	2	2	2	2.8	2.3	42	34.5
Mouette pygmée	15	1	3	2	1	3	5.5	*Absent*	57.75	*Absent*
Sterne caugek	10	1	5	1	2	3	2	2.5	21.25	256
Puffin des Baléares	0	3	3	3	1	1	7	5	15.75	14.62
Puffin yelkouan	0	3	3	3	1	1	5.5	5	12.38	14.62
Puffin de Scopoli	0	3	3	3	1	1	*Absent*	5.3	*Absent*	11.92
Sterne pierregarin	10	1	5	1	2	3	*Absent*	1.5	*Absent*	15.94
Sterne naine	10	1	5	1	2	4	*Absent*	2	*Absent*	25.5
Océanite tempête	2	1	3	4	1	1	*Absent*	7.8	*Absent*	19.5
Macareux moine	0.8	3	1	1	2	3	4.3	*Absent*	15.59	*Absent*
Pingouin torda	0.5	4	1	1	3	3	4.3	*Absent*	20.96	*Absent*
Grand labbe	10	1	4	1	1	2	1	*Absent*	6	*Absent*
Labbe parasite	10	1	5	1	1	2	3	*Absent*	19.12	*Absent*
Labbe pomarin	10	1	5	1	1	2	3	*Absent*	19.12	*Absent*

Pour créer une carte de vulnérabilité de l'ensemble des oiseaux marins nicheurs, nous avons combiner l'ensemble des cartes de répartition des différentes espèces en utilisant l'indice de vulnérabilité comme un facteur de pondération (Garthe & Hüppop, 2004) :

$$SV_{s,r} = \sum_{sp} Vul_{sp,r} \times \log(N_{s,sp,r} + 1)$$

Avec s une cellule de la grille, sp les espèces, r la saison (hors reproduction ou reproduction), Vul l'indice de vulnérabilité spécifique à chaque espèce et $N_{s,sp,r}$ l'abondance relative estimée par espèce sp dans la cellule s lors de la saison r.

Nous avons estimé les effectifs à travers les différentes approches de modélisation détaillées ci-dessus. Pour les espèces équipées de GPS (goéland leucophée, sterne caugek, puffin yelkouan, puffin de Scopoli), nous avons utilisés des modèles intégrés combinant données de comptages et données de télémétrie (*cf*. partie **3.2.3**). Pour les autres espèces, uniquement détectées lors de comptages en mer, nous avons utilisés des modèles de *N-mixture* pour prédire des cartes de distributions de chaque espèce (*cf*. partie **3.2.1**). Les distributions prédites par les différents modèles correspondent à des abondances relatives $N_{s,sp,r}$ prédites pour une espèce sp dans la cellule s lors de la saison r. De manière à standardiser ces abondances relatives entre les différents modèles, nous avons effectué la transformation suivante :

$$\lambda_{s,sp,r} = \frac{N_{s,sp,r}}{\sum_s N_{s,sp,r}}$$

Avec $N_{s,sp,r}$l'abondance relative prédite dans la cellule s lors de la saison r pour l'espèce sp. Ainsi, la somme de l'ensemble des cellules standardisées $\lambda_{s,sp,r}$ d'une carte de distribution est de 1, qu'importe la méthode d'analyse employée pour estimer cette carte. Nous considérons donc que l'utilisation de l'habitat est indépendante de l'abondance absolue d'une espèce mais qu'elle varie spatialement à l'intérieur de la zone d'étude.

La vulnérabilité est alors calculée de la manière suivante :

$$SV_{s,r} = \sum_{sp} Vul_{sp,r} \times \log(\lambda_{s,sp,r} + 1)$$

Pour estimer l'incertitude de la variabilité à chaque point de la grille, nous avons utilisé les itérations issues de nos modèles. Ces modèles ont, en effet, été ajustés dans un cadre bayésien, ce qui permet d'obtenir l'ensemble de la distribution des paramètres via les itérations des chaînes MCMC (Kéry & Schaub, 2011). Nous avons généré une carte de distribution pour chacune des espèces, à partir de la sélection de 1000 itérations des chaînes MCMC, ce qui fournit 1000 cartes de distribution par espèce. À partir de ces cartes, nous avons construit 1000 cartes de vulnérabilité, que nous avons ensuite moyennées pour obtenir une carte de vulnérabilité moyenne. Ces cartes nous ont également permis également de calculer les coefficients de variation de la vulnérabilité, renseignant sur l'incertitude associée à chaque cellule de la grille.

Pour cette partie, nous n'avons conservé que les espèces pour lesquelles les distributions prédites par les modèles de *N-mixture* étaient suffisamment précises. En conséquence, pour les cartes de vulnérabilité hors reproduction, nous n'avons pas conservé les distributions de la mouette rieuse, le puffin des Baléares ainsi que le fou de Bassan qui présentaient de très fortes incertitudes (***Figure 6***). Pour la carte en période de reproduction seul le puffin des Baléares n'a pas été retenu, pour la même raison.

Enfin, nous avons construit un outil diagnostic simple permettant de comparer les vulnérabilités relatives au sein des zones identifiées pour les futurs parcs éoliens avec la vulnérabilité sur l'ensemble de la bande favorable au développement de parc éolien, c'est à dire la bande de mer localisées de 15 à 60 km de la côte. Nous avons pour cela comparé la distribution des scores de vulnérabilités estimée par le modèle pour les cellules situées dans la zone étudiée, qui est résumée par sa médiane et son écart-type, à celle de l'ensemble de la bande 15-60 km. L'écart-type est une mesure de la dispersion des données, on peut considérer ici qu'environ 68 % des valeurs de la distribution se situent dans un écart type de la moyenne et 95 % des valeurs se situent dans deux écarts types. Nous avons ensuite testé si les distributions obtenues étaient significativement différentes (p-value < 0.05) les unes des autres en utilisant un test par paires de Wilcoxon, un test non paramétrique adapté pour les distributions ne suivant pas une loi normale. Les fermes pilotes étant de petite taille (moins de 5 cellules) ce test n'est pas applicable à leur échelle. Pour ces zones, la comparaison a été faite sur la base des valeurs médianes.

3.2.5 Implémentation des modèles

Toutes les analyses ont été réalisées avec Nimble (Valpine et al., 2017) à partir du logiciel R (R Core Team, 2024). L'ensemble des modèles développés dans cette étude a été validé à l'aide de critères standards d'évaluation de la convergence. Les chaînes de Markov présentaient une bonne exploration de l'espace des paramètres, avec un bon mélange entre chaînes et une convergence satisfaisante pour tous les paramètres estimés. Les diagnostics de convergence, notamment les valeurs de $\hat{R}$ (Vehtari et al., 2021), étaient inférieurs à 1.1 pour l'ensemble des paramètres, confirmant la stabilité des estimations. Les codes associés aux différentes analyses sont disponibles sur {https://github.com/MIGRALION/MIGRALION.git}

3.3 Résultats

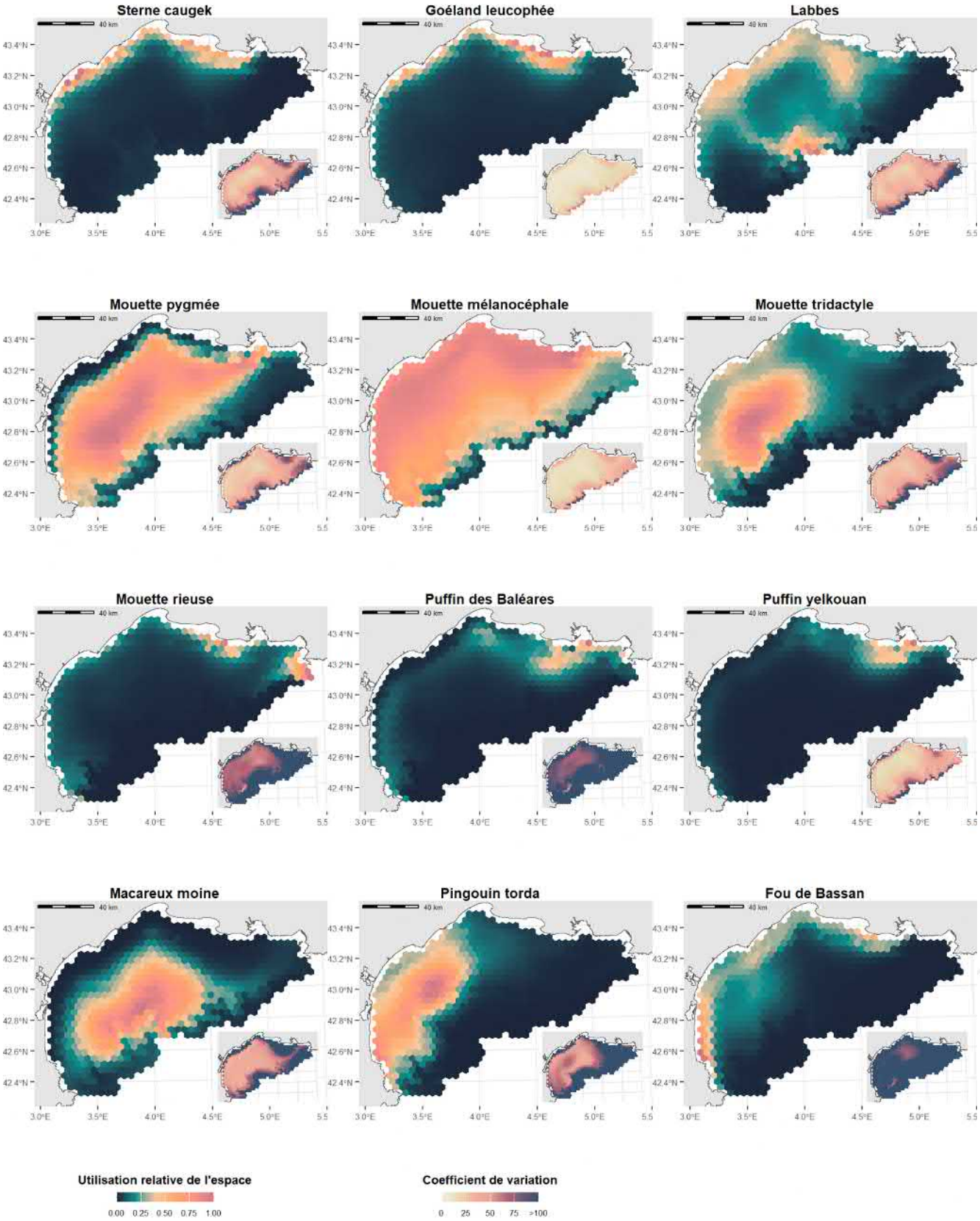
À noter : Les cartes produites reposent sur une représentation relative via un gradient de couleurs. Les chiffres associés ne présentent pas d'unité et s'interprètent en relatif. Par exemple, un score d'utilisation relative présentant une valeur de 0,8 sera deux fois plus important qu'un score d'une valeur de 0,4. Chaque carte est accompagnée d'une vignette présentant les incertitudes (coefficient de variation) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure également sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et moins la prédiction est fiable.

3.3.1 Campagnes bateau et aériennes

▶ Période hors reproduction

Nous avons estimé la répartition spatiale de 14 espèces d'oiseaux marins en dehors de la saison de reproduction (***Figure 6***). Le goéland leucophée, la sterne caugek et le fou de Bassan présentent des répartitions majoritairement côtières. À l'inverse, la mouette tridactyle, la mouette pygmée ainsi que les deux espèces d'Alcidés (macareux moine et pingouin torda) se concentrent plutôt au large, dans la partie Ouest du golfe. La mouette rieuse et les deux espèces de puffins (Baléares et yelkouan) montrent une préférence pour les zones côtières, avec une présence plus marquée dans la partie Est. Les labbes (3 espèces groupées) affichent une répartition plus hétérogène, combinant une forte présence côtière et une occupation des zones profondes au large. Enfin, la mouette mélanocéphale est répartie de manière diffuse sur l'ensemble du golfe.

Il est important de noter que les estimations associées au fou de Bassan, à la mouette rieuse et au puffin des Baléares présentent une incertitude élevée avec l'ensemble des cellules de la grille ayant un coefficient de variation supérieur à 40%. Cette incertitude est liée à un nombre de données limité pouvant être utilisé pour la modélisation, avec 40 données observations (regroupées par cellules, date et type de campagne) pour les fous de Bassan, 52 pour les mouettes rieuses et 49 pour les puffins des Baléares.



Office français de la biodiversité
Délégation de façade maritime Méditerranée
Immeuble CMCI - 4ème étage
2, rue Henri Barbusse
13 001 Marseille

***Figure 6** : Utilisation relative de l'espace par 12 espèces d'oiseaux marins en dehors de la période de reproduction, dans le golfe du Lion, estimée à partir des données issues des campagnes en mer. Le groupe des labbes regroupe trois espèces : le labbe parasite, le labbe pomarin et le grand labbe. Les encarts en bas à droite de chaque carte illustrent l'incertitude associée aux estimations, exprimée par le coefficient de variation.*

- **<u>Période reproduction</u>**

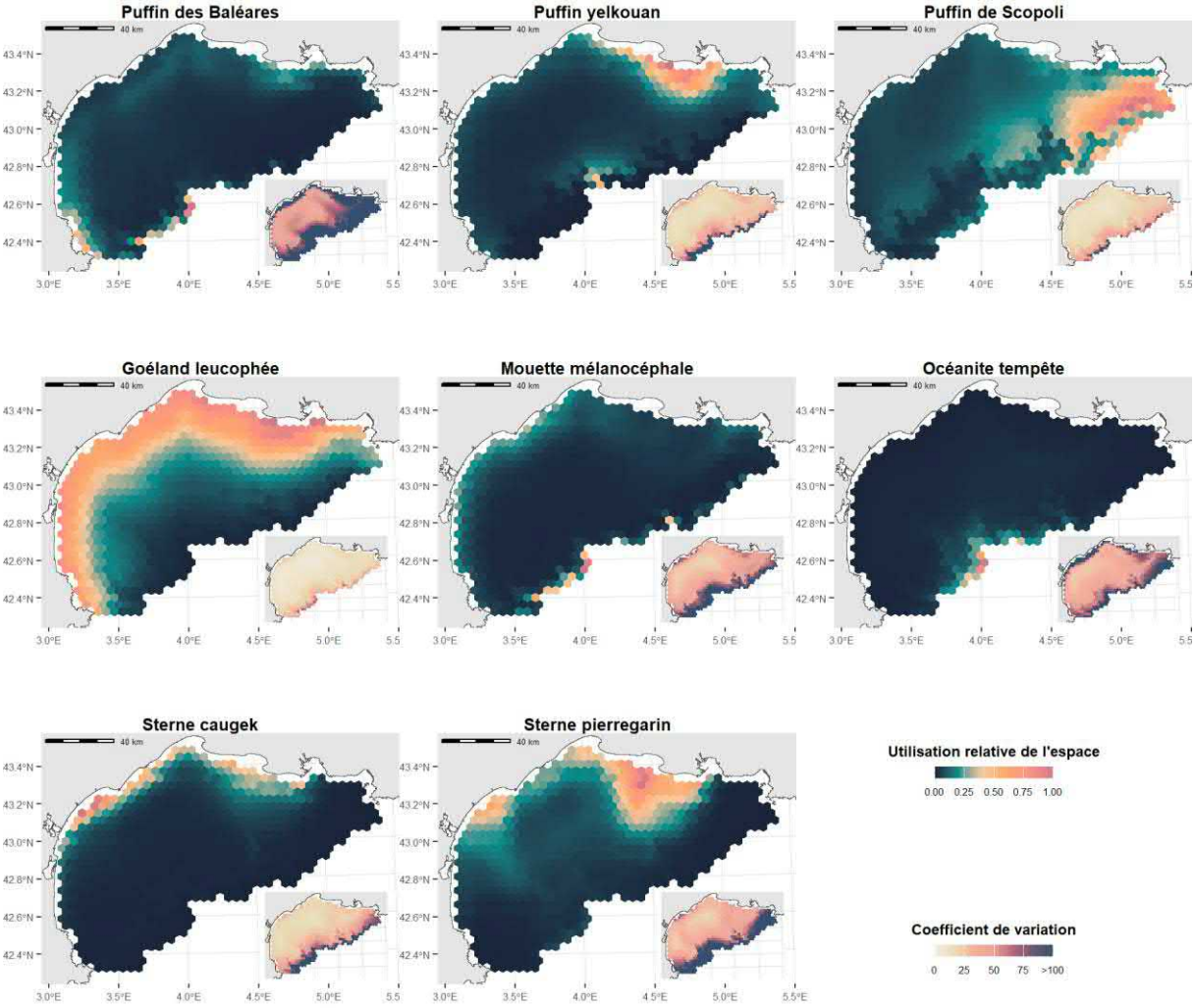


***Figure 7** : Utilisation relative de l'espace par huit espèces d'oiseaux marins pendant la période de reproduction dans le golfe du Lion. Les estimations sont issues de données de campagnes en mer. Les encarts situés en bas à droite de chaque carte représentent l'incertitude associée à nos estimations, exprimée par coefficient de variation.*

Nous avons estimé la répartition spatiale de huit espèces d'oiseaux marins durant la saison de reproduction (**Figure 7**). Le goéland leucophée, la mouette mélanocéphale, les deux espèces de sternes (caugek et pierregarin) et le puffin des Baléares présentent principalement des répartitions côtières. Le puffin yelkouan et le puffin de Scopoli sont majoritairement présents dans la partie Est du golfe, en

lien avec la localisation de leurs colonies de reproduction. Enfin, les océanites montrent une présence relativement uniforme sur l'ensemble de la zone étudiée.

Il convient de noter que certaines zones de forte présence estimées en milieu offshore, notamment pour les océanites, la mouette mélanocéphale et les deux espèces de petits puffins, correspondent à des secteurs caractérisés par une forte incertitude, liée au manque de données disponibles dans des conditions environnementales peu échantillonnées (grandes profondeurs, loin des côtes). Ces résultats, dans ces zones d'habitat, doivent donc être interprétés avec précaution.

3.3.2 Données GPS

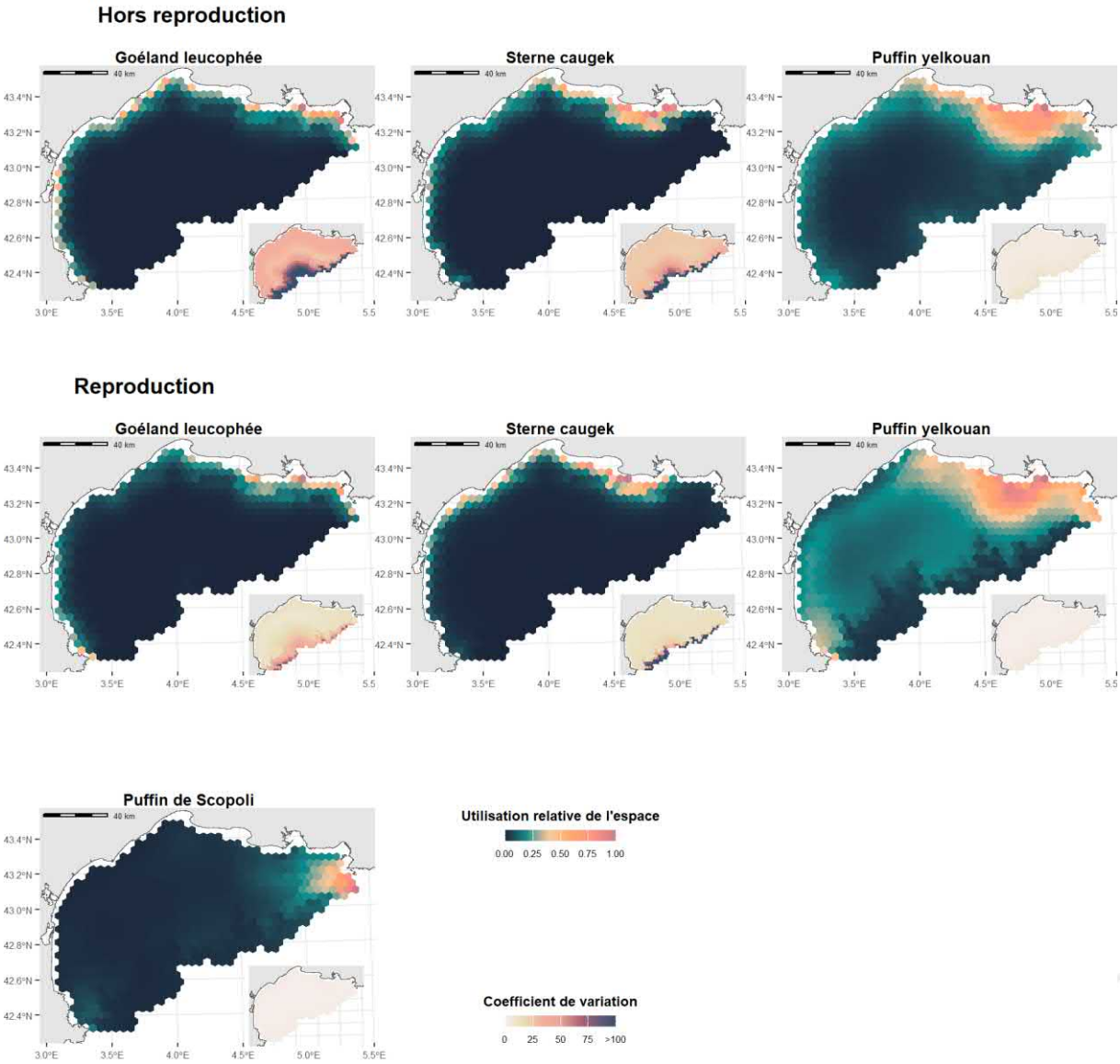


***Figure 8** : Utilisation relative de l'espace par trois espèces d'oiseaux marins en dehors de la période de reproduction (première ligne) et par quatre espèces pendant la période de reproduction (deuxième et troisième lignes), dans le golfe du Lion. Les estimations sont issues de données de télémétrie. Les*

encarts situés en bas à droite de chaque carte représentent l'incertitude associée à nos estimations, exprimée par le coefficient de variation.

Nous avons estimé la répartition spatiale de quatre espèces d'oiseaux marins équipés de balises GPS : le goéland leucophée, la sterne caugek, le puffin yelkouan et le puffin de Scopoli (ce dernier uniquement pendant la période de reproduction). Chez les deux espèces de laridés, les distributions sont relativement similaires entre les saisons, avec des répartitions côtières (**Figure 8**). Le puffin yelkouan présente, quant à lui, une utilisation plus marquée à l'Est, avec un déplacement vers des zones plus côtières en dehors de la période de reproduction. Enfin, le puffin de Scopoli montre une forte concentration à l'Est du golfe du Lion, proche des zones de colonies (**Figure 8**).

3.3.3 Modélisation intégrée

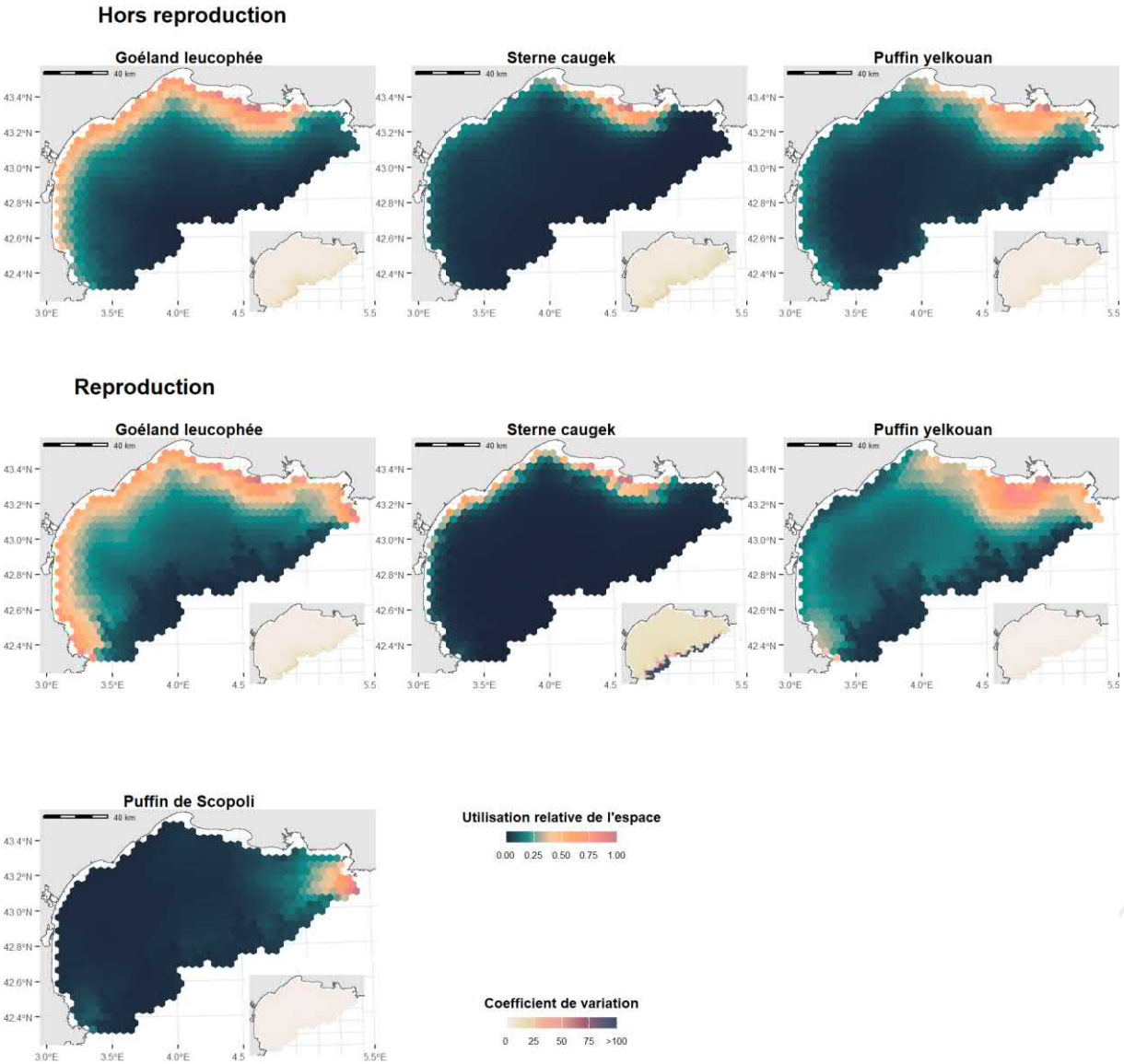


***Figure 9** : Utilisation relative de l'espace par trois espèces d'oiseaux marins en dehors de la période de reproduction (première ligne) et par quatre espèces pendant la période de reproduction (deuxième et*

troisième lignes), dans le golfe du Lion. Les estimations sont issues de données de télémétrie et de campagnes en mer. Les encarts situés en bas à droite de chaque carte représentent l'incertitude associée à nos estimations, exprimée par le coefficient de variation.

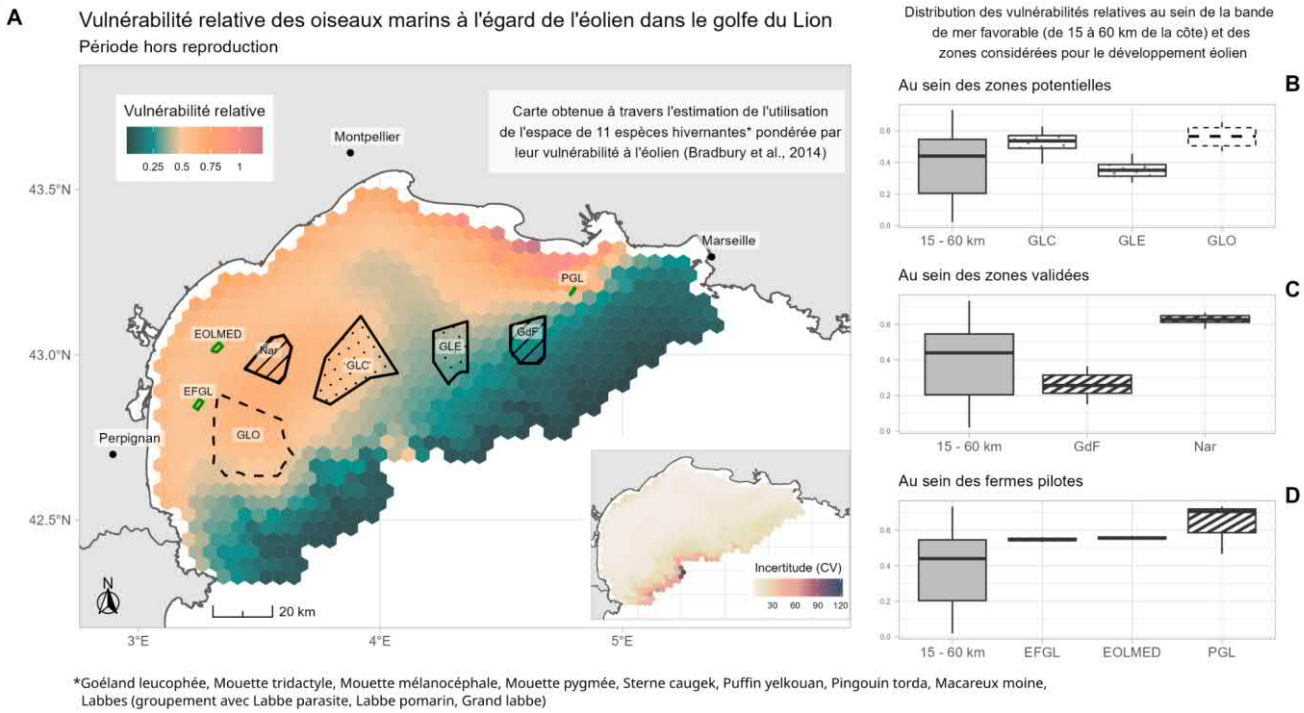
Nous avons estimé la répartition spatiale de quatre espèces d'oiseaux marins à partir des données issues des balises GPS et des observations réalisées lors des campagnes en mer à l'aide de modèles intégrés : le goéland leucophée, la sterne caugek, le puffin yelkouan et le puffin de Scopoli (ce dernier uniquement pendant la période de reproduction, **Figure 9**). Pour les sternes et les puffins, les cartes de distribution obtenues sont très similaires à celles estimées à partir des seules données GPS. En revanche, pour le goéland leucophée, la distribution, initialement estimée comme strictement côtière sur la base des données GPS, apparaît légèrement plus diffuse tout en conservant un gradient marqué de présence en faveur des zones côtières.

3.3.4 Vulnérabilité vis à vis du développement de parcs éoliens en mer des espèces étudiées

Les zones de forte vulnérabilité vis à vis de l'éolien mises en évidences dans nos analyses diffèrent entre les saisons. Si la vulnérabilité est essentiellement côtière en période de reproduction, cette vulnérabilité s'étend au large en dehors de la période de reproduction, avec notamment des zones fortement vulnérables qui apparaissent dans l'Ouest du golfe du Lion. Ci-dessous, les distributions de vulnérabilités relatives au sein d'une zone sont résumées par leur valeur médiane et écart-type.

L'examen de la **Figure 10** montre que hors reproduction une part importante de l'ensemble de la bande de mer située de 15 à 60 km de la côte présente un score élevé de vulnérabilité relatif à l'éolien (0,44 ± 0,20). Au sein de cette bande 15-60 km, les trois fermes pilotes se trouvent dans des zones où le score de vulnérabilité est élevé, voire très élevé en comparaison des valeurs prédites pour l'ensemble de la bande 15-60km (PGL 0,70 ± 0,15 ; EFGL 0,55 ± 0,02 ; EOLMED 0,55 ± 0,01). Ensuite, parmi les zones étudiées, trois zones présentent des vulnérabilités significativement plus élevées que pour l'ensemble de la bande de mer 15-60 km : la zone de mise en concurrence Narbonnaise (0,63 ± 0,03 ; $p<0,05$), la zone prioritaire GLO (0,57 ± 0,06 ; $p<0,05$) et la zone prioritaire GLC (0,54 ± 0,07 ; $p<0,05$). La vulnérabilité au sein de la zone prioritaire GLE (0,35 ± 0,05 ; $p=0,14$) est comparable à la vulnérabilité moyenne au sein de l'ensemble de la bande de mer 15-60 km, et enfin, la vulnérabilité dans la zone en développement golfe de Fos est significativement plus basse que pour l'ensemble de cette bande (0,26 ± 0,07 ; $p=0,02$).

En période de reproduction, les zones présentant les scores de vulnérabilité les plus élevées sont proches des côtes et des colonies (**Figure 11**). Ces scores sont relativement faibles au sein de la bande de mer située de 15 à 60 km de la côte (0,13 ± 0,10). Parmi les zones étudiées, seule la ferme pilote Faraman-Port-Saint-Louis-du-Rhône présente un score de vulnérabilité fort en comparaison des valeurs prédites pour l'ensemble de la bande 15-60km (PGL 0.55 ± 0,10), les deux autres fermes pilotes présentant des scores proches de ceux de l'ensemble de la bande (Leucate-Le Barcarès EFGL 0,17 ± 0,02 et Gruissan EOLMED 0,21 ± 0,03). Les distributions du score de vulnérabilité de la zone prioritaire GLE (0,12 ± 0,03 ; $p=0.82$), de la zone en développement golfe de Fos (0,15 ± 0,05 ; $p=0.36$) et la zone de mise en concurrence Narbonnaise (0,12 ± 0,01 ; $p=0.83$) ne sont pas significativement différentes de celle de la bande 15-60 km. Enfin, les zones prioritaires GLO (0,10 ± 0,02 ; $p<0,05$) et GLC (0,10 ± 0,00 ; $p<0,05$) présentent des scores significativement plus bas que la bande 15-60 km.



*Goéland leucophée, Mouette tridactyle, Mouette mélanocéphale, Mouette pygmée, Sterne caugek, Puffin yelkouan, Pingouin torda, Macareux moine, Labbes (groupement avec Labbe parasite, Labbe pomarin, Grand labbe)

***Figure 10** : Carte représentant la vulnérabilité des oiseaux marins face aux projets éoliens dans le golfe du Lion hors période de reproduction (A). Cet indice de vulnérabilité au sein du golfe a été estimé en pondérant les cartes d'utilisation de l'espace de 11 espèces d'oiseaux hivernant dans le golfe du Lion par un score de sensibilité de ces espèces à l'éolien en mer. Ce score prend en compte trois grands facteurs : les scores de conservations (GISOM-OFB), le risque de collision et le risque de déplacement (Bradbury et al., 2014). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (CV) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure, sans unité, du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine. Les zones en vert correspondent aux fermes pilotes (EFGL = Leucate-Le Barcarès, EOLMED = Gruissan Eolmed, PGL = Faraman-Port-Saint-Louis-du-Rhône). Les surfaces hachurées correspondent aux parcs attribués (Nar = Narbonnaise 1 et GdF = golfe de Fos 1 ; Appel d'Offre AO6) ou mis en concurrence (extensions, Nar 2 et GdF 2 ; Appel d'Offre AO9). Les surfaces avec des points correspondent aux zones prioritaires retenues pour la procédure de mise en concurrence (GLC ; Appel d'Offre AO10) et à l'horizon 10 ans (GLE). Enfin, la zone délimitée par une ligne pointillée correspond à la zone retenue pour l'horizon 2050 (GLO). Les boxplots à droite de la figure présentent les distributions de vulnérabilité au sein des fermes pilotes (C), des parcs autorisés ou en projets (B) et des zones prioritaires (A). Un boxplot permet de résumer une distribution à travers cinq valeurs : le minimum et le maximum (bas et haut de la barre verticale), les quantiles à 25% et 75% (haut et bas du rectangle) et la médiane (barre plus épaisse horizontale) qui correspond à la valeur pour laquelle la moitié de de la distribution est inférieure et l'autre moitié supérieure.*

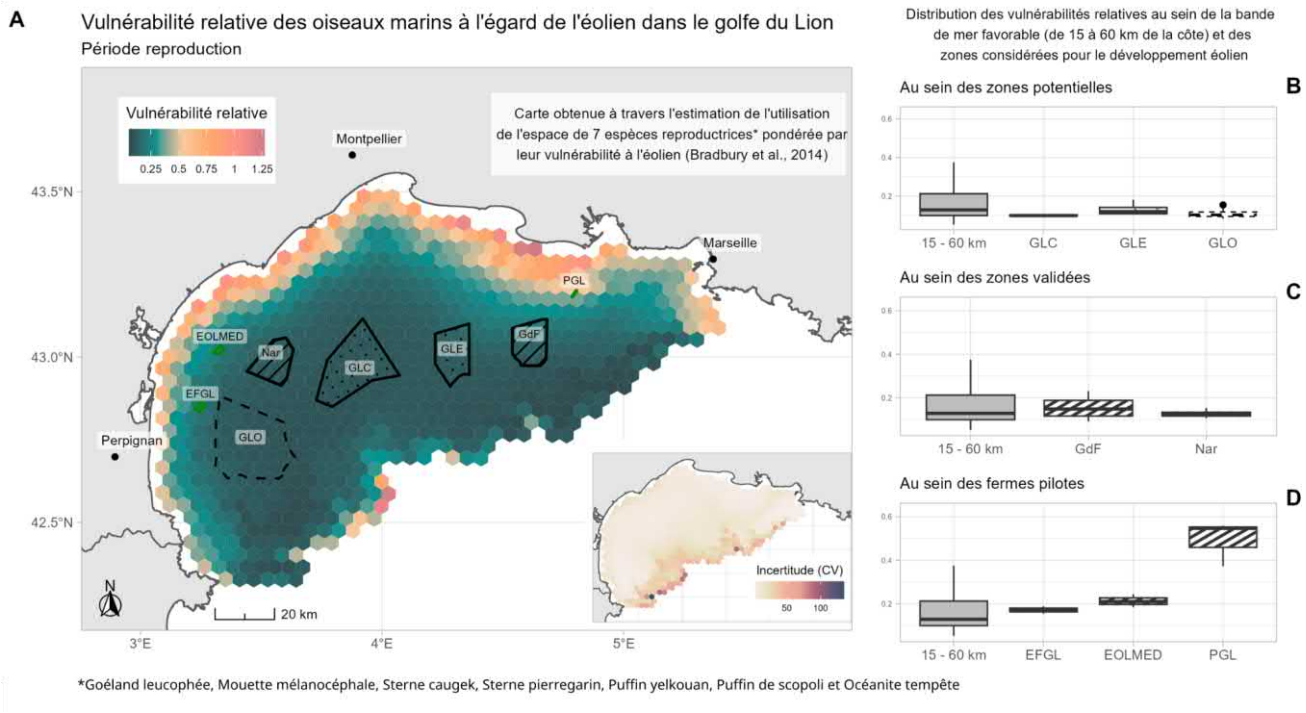


***Figure 11** : Carte représentant la vulnérabilité des oiseaux marins face aux projets éoliens dans le golfe du Lion en période de reproduction (A). Cet indice de vulnérabilité relative au sein du golfe a été estimé en pondérant les cartes d'utilisation de l'espace de 11 espèces d'oiseaux hivernant dans le golfe du Lion par un score de sensibilité de ces espèces à l'éolien en mer. Ce score prend en compte trois grands facteurs : les scores de conservations (GISOM-OFB), le risque de collision et le risque de déplacement (Bradbury et al, 2014). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (CV) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine. Les zones en vert correspondent aux fermes pilotes (EFGL = Leucate-Le Barcarès, EOLMED = Gruissan Eolmed, PGL = Faraman-Port-Saint-Louis-du-Rhône). Les surfaces hachurées correspondent aux parcs attribués (Nar = Narbonnaise 1 et GdF = golfe de Fos 1 ; Appel d'Offre AO6) ou mis en concurrence (extensions, Nar 2 et GdF 2 ; Appel d'Offre AO9). Les surfaces avec des points correspondent aux zones prioritaires retenues pour la procédure de mise en concurrence (GLC ; Appel d'Offre AO10) et à l'horizon 10 ans (GLE). Enfin, la zone délimitée par une ligne pointillée correspond à la zone retenue pour l'horizon 2050 (GLO). Les boxplots à droite de la figure présentent les distributions de vulnérabilité relative au sein des fermes pilotes (C), des parcs autorisés ou en projets (B) et des zones prioritaires (A). Un boxplot permet de résumer une distribution à travers 5 nombres : le minimum et le maximum (bas et haut de la barre verticale), les quantiles à 25% et 75% (haut et bas du rectangle) et la médiane (barre plus épaisse horizontale) qui correspond à la valeur pour laquelle la moitié de de la distribution est inférieure et l'autre moitié supérieure.*

3.4 Discussion

Nos travaux dans MIGRALION nous ont permis de développer des modèles statistiques permettant de lier des données de comptages ainsi que des données de télémétrie dans un même modèle dit "intégré". Ce travail a notamment fait l'objet d'une publication internationale dans une revue à comité de lecture (Lauret et al. 2025). Au-delà de l'aspect méthodologique, nos analyses nous ont surtout permis d'affiner les connaissances sur l'utilisation du golfe du Lion par les différentes espèces d'oiseaux

marins suivies. En finalité, ce travail permet une meilleure compréhension des zones à fort enjeux vis-à-vis des projets éoliens offshore.

3.4.1 *Développements méthodologiques pour comprendre l'utilisation du golfe du Lion par les oiseaux marins.*

▶ Intégration de différentes sources de données

Une première observation intéressante provenant de nos résultats est qu'il existe des différences dans les cartes de distribution obtenues via les données de télémétrie GPS ou les données de comptages. On observe par exemple que la distribution des goélands leucophées durant la période de reproduction est côtière sur l'ensemble du golfe du Lion lorsqu'elle est estimée par les modèles de *N-mixture* à partir des données de comptage (**Figure 7**). En revanche, avec les données de télémétrie GPS, la distribution estimée est plus restreinte à la proximité immédiate de la côte et essentiellement dans la partie Est du golfe du Lion (**Figure 8**). Ces différences sont expliquées par des liens avec les covariables environnementales qui diffèrent selon les modèles et les données. Par exemple, pour les données de comptages, le lien entre la SST et la présence des individus à une forme concave avec un optimum à 17,2 degrés à la différence du modèle avec les données télémétriques qui détermine une relation avec la SST strictement positive (**Figure 2 en Annexe 1**).

L'une des principales différences entre les données de télémétrie et les données de comptages réside dans le fait que seuls quelques individus, en général des adultes reproducteurs issus d'une même colonie, sont équipés de balise GPS (Carroll et al., 2019). En l'occurrence, pour différentes espèces équipées de balise GPS dans le cadre du **lot 3**, à l'exception des goélands leucophées, seuls des individus reproducteurs ont été équipés. De plus, pour les puffins les colonies sont situées uniquement à l'Est du golfe du Lion. On ne peut donc considérer produire une estimation de l'utilisation de l'espace pour l'ensemble des individus fréquentant le golfe du Lion mais seulement pour un échantillon d'adultes reproducteurs provenant d'une ou quelques colonies échantillonnées. Cet échantillon d'individus peut ne pas être représentatif de l'ensemble de la population et d'autres populations non échantillonnées peuvent également utiliser le golfe du Lion. Par ailleurs, (Nicoll et al., 2025)) ont montré que des oiseaux provenant de différentes colonies, même géographiquement proches, peuvent utiliser différemment les zones marines. Aussi, les jeunes oiseaux marins, qui ne sont généralement pas équipés de balise GPS, peuvent avoir des distributions et des comportements de recherche alimentaire différents de ceux des adultes (Fayet et al., 2015; Votier et al., 2011). Au contraire, les données de comptage issues des suivis en mer présentent l'avantage d'inclure tous les individus, indépendamment de leur comportement, âge, statut reproducteur ou de leur colonie de reproduction d'origine. Cependant, les comptages sont souvent limités dans le temps car réalisés de manière ponctuelle, et ne sont effectués que par beau temps et en journée (Carroll et al., 2019; Pettex et al., 2017). À l'inverse, les données de télémétrie fournissent des informations en continu, indépendamment de l'heure ou des conditions météorologiques. Or, l'utilisation de l'espace peut dépendre du moment de la journée ou de la météo (Carroll et al., 2019; Egunez et al., 2018; Garthe et al., 2009), ce qui peut expliquer certaines différences observées entre les distributions issues des données de télémétrie et celles des suivis en mer.

En conséquence, combiner des données de comptage non biaisées sur l'échantillon d'individus au sein de la population ainsi que des données GPS qui sont non biaisées sur les périodes

d'échantillonnage devrait ainsi permettre d'améliorer la précision et l'exactitude des estimations de sélection de l'habitat (Farr et al., 2021).

Cependant, lorsque nous intégrons les données de télémétrie GPS et de comptage pour les espèces avec un grand nombre de données de télémétrie disponibles, comme pour les deux espèces de puffins, nous observons que les résultats des modèles intégrés sont très similaires aux résultats des modèles RSF sur les données GPS seules (**Figure 8** et **Figure *9***). En effet, lorsqu'un jeu de données est abondant et fournit des estimations précises (comme ici avec la télémétrie), l'intégration de données supplémentaires (comme par exemple ici des comptages) n'apporte qu'un gain marginal (Lauret et al., 2025). De fait, la disponibilité simultanée de données de suivi individuel et de données de comptage ne doit pas conduire à une application systématique des modèles intégrés. Il est important de se demander si l'intégration de plusieurs jeux de données est réellement pertinente notamment au vu des difficultés méthodologiques (et techniques) qu'une telle intégration peut poser en l'absence de packages d'analyses dédiés et clés en main.

Pour la suite de ces travaux, une question centrale sera celle de la pondération des différentes sources de données dans les modèles intégrés. En effet, les données de comptage peuvent être considérées comme représentatives de l'ensemble des individus fréquentant le golfe du Lion, alors que les données de télémétrie sont majoritairement centrées sur les adultes reproducteurs issus de quelques colonies. En s'appuyant sur les proportions d'effectifs dans les différentes classes démographiques pour chaque espèce, il serait possible de pondérer les contributions respectives de chaque jeu de données. Une telle démarche supposerait néanmoins de disposer, même partiellement, de suivis télémétriques incluant d'autres classes d'individus, comme par exemple des immatures, ainsi que des individus reproducteurs provenant de différentes colonies. Le développement de ce type d'approche représenterait un progrès important vers des modèles intégrés moins biaisés, permettant une représentation plus fidèle de l'utilisation de l'espace par l'ensemble des populations d'oiseaux marins fréquentant la zone.

▶ Vulnérabilité face à l'enjeu éolien

Nous avons obtenu de nombreuses cartes d'utilisation de l'espace par les différents oiseaux marins indiquant une forte variabilité selon les espèces. Les cartes de vulnérabilité produites ont permis de synthétiser ces différentes informations pour le cas spécifique de l'éolien. Les deux cartes de vulnérabilité produites présentent deux patrons distincts. En période de reproduction, on observe un fort gradient côte-large, avec une vulnérabilité très élevée près du littoral et plus faible au large. En période d'hivernage, on observe aussi un gradient côte-large, mais plus diffus. Par ailleurs on observe un hotspot de vulnérabilité au niveau de l'Ouest du golfe du Lion, ainsi qu'une zone à fort enjeu près de l'estuaire de la Camargue sur cette cartographie hors reproduction qui n'est pas du tout retrouvée en reproduction (**Figure 10** et **Figure *11***).

Le gradient côte-large a également été mis en évidence dans des études menées au Royaume-Uni (Bradbury et al., 2014), sur les côtes Est (Goodale et al., 2019) et Ouest (Kelsey et al., 2018) des États-Unis, ainsi qu'en Norvège (Fauchald et al., 2024). Ce gradient s'explique en partie par le comportement des oiseaux marins en période de reproduction. Durant cette période, ils sont contraints de rechercher leur nourriture autour de leurs colonies situées sur la côte, puisqu'ils sont contraints à y revenir pour nourrir leurs poussins, adoptant ainsi une stratégie dite de *central place*

foraging (Patterson et al., 2022). Cette hypothèse est appuyée par le fait que le gradient côte-large est plus marqué en été (**Figure 11**). Nos résultats, en cohérence avec d'autres travaux sur la vulnérabilité des oiseaux marins (Goodale et al., 2019; Per Fauchald et al., 2024), soulignent donc que les zones côtières et productives sont particulièrement sensibles. Limiter l'impact sur les oiseaux marins passe donc par éviter le développement d'infrastructures anthropiques dans ces zones côtières.

Toutefois, cette simplification peut masquer des variations importantes de vulnérabilité spatiale entre les espèces. Éloigner les parcs éoliens de la côte réduit les impacts sur les oiseaux marins dans leur ensemble. Cependant, lorsque l'on considère les cartes de vulnérabilité hivernale, on observe qu'une large partie à l'Ouest de golfe du Lion, plus éloignée de la côte, fait partie des zones à fort enjeu. Cette carte de vulnérabilité est notamment liée à la distribution de certaines espèces, qui ne se reproduisent pas dans le golfe du Lion, comme la mouette tridactyle, la mouette pygmée, le macareux moine ou le pingouin torda mais qui sont présentes en grande quantité lors de la période d'hivernage.

Il faut par ailleurs tenir compte de la vulnérabilité de ces espèces face aux enjeux éoliens. Par exemple, les puffins et les alcidés passent une grande partie de leur temps de vol à une altitude inférieure à celle des pales des éoliennes (Johnston et al., 2014), ce qui réduit leur risque de collision par rapport aux espèces volant à des altitudes plus élevées. C'est notamment le cas des mouettes pygmées et des mouettes tridactyles qui sont très exposées aux collisions (Bradbury et al., 2014), car elles passent une part importante de leur temps (environ 15 %) à voler à hauteur des pales (**Tableau 3**). De plus, la mouette pygmée est justement l'une des espèces les plus abondantes en hiver dans la zone **(Figure 3**), et présente un score de conservation très élevé (**Tableau 3**). De fait, son indice de vulnérabilité par rapport à l'éolien est un des plus élevés des espèces étudiées dans ce projet (**Tableau 3**), sa distribution en hiver contribue donc fortement à la cartographie de la vulnérabilité à cette période. Sa répartition chevauche de fait les zones pressenties pour accueillir les futurs parcs éoliens (**Figure 10**), notamment dans la zone Ouest du golfe du Lion.

Des études post-construction menées en mer du Nord, sur de l'éolien posé, montrent que certaines espèces n'évitent pas les parcs éoliens, et peuvent même y être attirées (Dierschke et al., 2016 ; Vanermen et al., 2015). Cette attraction s'explique par la présence de structures émergées propices au repos (Vanermen et al., 2015) et par une abondance accrue de proies. Par exemple, Vanermen et al. (2015) ont observé des effectifs significativement plus élevés de mouettes tridactyles en train de se nourrir dans les zones de parcs éoliens par rapport à des zones témoins. Les fondations des turbines créent des substrats durs dans des zones typiquement sableuses (Dannheim et al., 2019), modifiant la communauté benthique et attirant davantage de poissons, un phénomène connu sous le nom d'"effet récif" (Dannheim et al., 2019). L'exclusion du chalutage favorise également la récupération des communautés benthiques, ce qui renforce l'abondance de poissons dans ces zones (Elliott et al., 2020)(Duineveld et al., 2007). Toutefois, il n'est pas encore clair si ces changements auront des effets bénéfiques à long terme pour les populations d'oiseaux marins. En effet, les études sur les réponses comportementales des espèces méditerranéennes aux parcs éoliens sont rares, d'autant plus que les parcs éoliens seront flottants contrairement aux études mentionnées qui se concentrent sur de l'éolien posé. Cependant, en se basant sur le comportement d'autres espèces de goélands (Vanermen et al., 2015; Dierschke et al., 2016), on peut supposer que les goélands leucophées, très répandus dans la zone, pourraient être attirés par les parcs éoliens. Cette attirance, liée à l'effet récif ou à la possibilité de se reposer sur les structures, augmenterait leur exposition aux zones à risque de collision, contrairement à d'autres espèces qui tendent à éviter ces parcs.

Il faut tout de même noter que l'ensemble des espèces étudiées n'a pas été considéré dans les cartes de vulnérabilité. En effet, le peu de données disponibles pour les puffins des Baléares, les mouettes rieuses et les fous de Bassan n'a pas permis d'estimer des cartes de distribution suffisamment fiables pour être incluses dans les cartes de vulnérabilité. Les mouettes rieuses ont pourtant un score vulnérabilité très élevée en période de reproduction et pourraient donc avoir une contribution non-négligeable aux cartes de vulnérabilité. Cependant, cette espèce se reproduit majoritairement à l'intérieur des terres et ne va que très peu en mer. Par conséquent, son exclusion des cartes de vulnérabilité est peu susceptible d'altérer les résultats. Les fous de Bassan sont aussi à risque de collision avec un temps important de vol à hauteur des pales (**Tableau 3**). Le manque d'observation pour cette espèce rend impossible sa prise en compte dans les cartes de vulnérabilité en période d'hivernage. De la même manière, les observations de puffins des Baléares ne sont pas assez nombreuses pour permettre des cartes précises malgré un fort enjeu de conservation pour cette espèce (**Tableau 3**). L'identification des petits puffins (yelkouan et Baléares) est souvent difficile, notamment par avion, ce qui entraîne un manque d'identification à l'espèce et une non prise en compte de ces individus dans nos modélisations (**Figure 3**).

En conclusion, les cartes de vulnérabilité au risque éolien présentées ici ne permettent pas une évaluation exhaustive de la sensibilité de l'ensemble des espèces d'oiseaux marins fréquentant le golfe du Lion. Elles offrent néanmoins une première approche, intégrant une part importante des espèces les plus régulièrement observées dans la zone. Ces cartes constituent ainsi une base utile pour la planification spatiale de l'éolien offshore et les évaluations environnementales. Elles pourront être affinées et enrichies au fur et à mesure de l'acquisition de nouvelles données, permettant à terme une prise en compte plus complète de la diversité spécifique et des dynamiques spatio-temporelles des populations d'oiseaux marins.

En plus des parcs éoliens, les oiseaux marins sont exposés à de nombreuses autres menaces en mer : pollution ponctuelle, captures accidentelles dans les pêcheries, diminution des stocks de poissons, ou encore perturbations dues aux activités récréatives. Ces menaces peuvent avoir des effets cumulatifs ou compensatoires lorsqu'elles se produisent dans les mêmes zones (Elliott et al., 2020). L'intégration de toutes ces menaces dans une évaluation des impacts cumulés (Halpern & Fujita, 2013; Piet et al., 2021) permettrait d'améliorer les recommandations pour la planification des parcs éoliens. En effet, deux zones présentant une vulnérabilité similaire des oiseaux marins peuvent avoir des niveaux d'impact différents selon la présence d'autres menaces. À cela s'ajoutent les effets du changement climatique, qui modifie les écosystèmes marins et affecte la distribution et l'abondance des oiseaux marins ainsi que de leurs proies. Les évaluations actuelles ne sont donc valables que pour une durée limitée.

3.4.2 Limites identifiées et perspectives d'améliorations

▶ Prise en compte des biais de détection

Une première source de biais dans nos modèles concerne la prise en compte des biais de détection. En effet, les protocoles de suivi diffèrent selon les campagnes. Certaines utilisent des protocoles de type *strip transect* dans lesquels seules les observations réalisées à l'intérieur d'une bande de largeur définie sont retenues. Cette largeur varie selon les protocoles : typiquement 200 m pour les campagnes aériennes et 500 m pour les campagnes bateau (Lambert et al., 2019). D'autres campagnes appliquent

des protocoles de type *distance sampling* (Buckland et al., 2001), qui ne définissent pas de distance maximale d'observation mais à partir desquels il est possible de modéliser la décroissance de la probabilité de détection avec la distance entre les individus et l'observateur.
Pour intégrer les données issues de ces protocoles hétérogènes, nous avons adopté une simplification en estimant une probabilité de détection spécifique à chaque type de campagne. Toutefois, cette approche présente plusieurs limites, notamment une incertitude élevée sur les estimations obtenues. En outre, des variations sont observées sur les probabilités de détection pour chaque type de campagne selon les espèces étudiées. Par exemple, pour des espèces au comportement et à la morphologie similaires (et supposées détectables de manière équivalente), les estimations de probabilités de détection varient fortement dans nos modèles. Pour la mouette tridactyle, la probabilité de détection estimée est de 0,71 ± 0,17 (sd) pour les campagnes du Parc naturel marin, alors qu'elle est estimée à 0,80 ± 0,15 pour celles de MIGRALION. À l'inverse, pour la mouette pygmée, ces probabilités sont respectivement de 0,14 ± 0,04 et 0.89 ± 0,11 (**Figure 3 Annexe 1**). On aurait attendu que, par exemple, la probabilité de détection soit toujours plus forte pour les campagnes de MIGRALION effectuées sans limitation des distances d'observation que pour les campagnes du parc marin avec une limitation de la distance d'observation à 500 mètres de distance. Or ici, nous observons que dans un cas les probabilités de détection sont similaires, et dans l'autre cas, significativement différentes.
Ces différences peuvent cependant résulter de facteurs non maîtrisés qui peuvent différer entre les campagnes, tels que la phénologie ou la distribution spatiale des espèces. En effet, les campagnes ne se déroulent pas toutes à la même saison et leurs couvertures spatiales diffèrent. Une campagne conduite en fin d'automne, avant l'arrivée de certaines espèces hivernantes, produira nécessairement des probabilités de détection plus faibles qu'une campagne menée au cœur de l'hiver. De même, une espèce ayant une distribution plus forte à l'Est du golfe sera sous-représentée dans les campagnes du Parc naturel marin, majoritairement concentrées sur la zone Ouest. Pour améliorer l'estimation des probabilités de détection, il serait pertinent d'envisager un modèle intégré multi-espèces. Un tel modèle permettrait de partager l'information entre espèces et campagnes, tout en tenant compte d'effets spécifiques aux espèces. Ce cadre offrirait aussi la possibilité d'incorporer des covariables temporelles (saison, mois, etc.) afin de mieux modéliser les effets de la phénologie sur la détection.
Par ailleurs, d'autres sources de variation de la détection, non intégrées dans nos modèles, pourraient influencer significativement les résultats. Il s'agit notamment des conditions d'observation lors des transects, telles que l'état de la mer ou les reflets du soleil, qui affectent directement la capacité des observateurs à détecter les individus (Certain & Bretagnolle, 2008; Quéroué et al., 2024). Malheureusement, ces informations n'étaient pas systématiquement renseignées pour l'ensemble des transects, ce qui ne nous a pas permis de les prendre en compte dans les analyses.

Une autre source de biais majeure est liée à l'identification des espèces. Selon les campagnes, les niveaux de précision dans l'identification varient, et certaines espèces n'ont pu être déterminées qu'à un niveau taxonomique large. Des regroupements d'individus sous des catégories génériques telles que "petits puffins" ont ainsi été fréquemment réalisées, notamment dans les campagnes SAMM réalisées par avion, où l'identification des espèces observées depuis les airs vus par le dessus s'avère plus difficile. Ces regroupements engendrent une difficulté supplémentaire pour les analyses : le processus de détection est une combinaison de la capacité à percevoir un individu et de celle à l'identifier correctement. Ainsi, dans certains cas, la probabilité de détection d'une espèce donnée a

été estimée à zéro, alors même que des individus appartenant probablement à cette espèce ont été observés dans une catégorie regroupée. Les méthodes aériennes digitales permettent dans certains cas d'améliorer l'identification des espèces et pourraient être une piste pour affiner le processus d'observation notamment pour alcidés et les laridés (Žydelis et al., 2019). Cependant, il n'existe pas encore d'études portant sur les capacités d'identification de ces méthodes récentes sur d'autres groupes d'espèces importants en Méditerranée comme les puffins.

Une solution envisageable à ces regroupements dans les données consisterait à produire des cartes de distribution fondées sur des regroupements d'espèces. Toutefois, cette approche peut s'avérer problématique lorsque les espèces concernées présentent des écologies distinctes. Par exemple, en période de reproduction, les puffins yelkouans qui ont des colonies de reproduction à l'Est du golfe du Lion et les puffins des Baléares, qui ne se reproduisent pas dans le golfe du Lion, ont des répartitions spatiales qui pourraient être bien différentes Regrouper ces espèces masquerait alors des dynamiques d'utilisation de l'espace potentiellement contrastées entre ces espèces, ce qui pourrait, *in fine*, affecter les cartes de vulnérabilité par exemple.

De manière générale, une modélisation plus fine des processus de détection constitue une piste d'amélioration prioritaire à court terme. Il convient toutefois de rappeler que notre approche repose sur l'estimation d'abondances relatives et non absolues. En effet, l'hypothèse fondamentale des modèles de type *N-mixture*, à savoir que les sites sont "fermés" entre les répétitions, c'est-à-dire que les effectifs sur les sites (mailles de la grille ici) restent stables durant la période d'échantillonnage, est difficilement applicable aux oiseaux marins, espèces particulièrement mobiles surtout sur des périodes d'échantillonnage aussi étalées. Cette limite méthodologique rend l'estimation d'abondances absolues irréalistes dans ce contexte, justifiant le recours à des indicateurs relatifs pour caractériser les contrastes spatiaux. Ce choix de modéliser des abondances relatives permet, dans une certaine mesure, de limiter l'impact des biais de détection, dans la mesure où l'intérêt porte avant tout sur les gradients spatiaux d'intensité d'usage plutôt que sur des effectifs exacts. Toutefois, il reste essentiel d'améliorer la prise en compte explicite de la détectabilité pour affiner la robustesse de ces contrastes.

▶ Amélioration de la relation aux covariables environnementales

Une autre piste d'amélioration à court terme de nos modèles concerne le fait d'affiner le lien entre la distribution des espèces et les covariables environnementales. Actuellement, nous considérons ces covariables comme fixes dans le temps. Cette hypothèse est justifiée pour les variables statiques telles que la distance à la côte ou la profondeur, qui ne varient pas au cours de l'étude. En revanche, pour des variables dynamiques comme la température de surface de la mer (SST) ou la concentration en chlorophylle a, nous avons utilisé des moyennes mensuelles sur l'ensemble de la période 2017-2024, ce qui introduit une simplification importante. Ces paramètres présentent pourtant des variations interannuelles et saisonnières susceptibles d'influencer fortement la répartition spatiale des espèces. Une amélioration pertinente consisterait à intégrer ces covariables de manière dynamique, en associant à chaque observation la valeur environnementale correspondant à la valeur la plus proche de l'observation. Par exemple, une observation réalisée en juin 2020 pourrait être associée à la SST de ce mois, plutôt qu'à une moyenne sur plusieurs années. Cela permettrait de capter des relations fines entre les espèces et leur habitat au moment de l'observation, et donc d'améliorer la précision des modèles de sélection d'habitat (Courbin et al., 2018; Milanesi et al., 2020).

Aussi, la prise en compte de covariables renseignant plus finement sur la distribution des proies potentielles des oiseaux marins pourrait permettre de mieux comprendre les zones utilisées par les oiseaux marins et leurs variations temporelles.

▶ Prise en compte de l'autocorrélation spatiale

Dans les modèles de type *N-mixture*, nous utilisons une loi binomiale négative pour modéliser le processus latent, ce qui permet de traiter la surdispersion des données de comptages, c'est-à-dire une variabilité des comptages plus importante que celle attendue sous un processus aléatoire telle qu'avec une loi de Poisson (Dénes et al., 2015; Kéry & Royle, 2020). La surdispersion par rapport à une distribution aléatoire simple de type Poisson est un phénomène fréquent dans les comptages d'oiseaux marins, car ces espèces ont tendance à s'agréger en grand nombre sur certains sites pour s'alimenter ou se reposer.
Cependant, dans notre modèle intégré données de comptages-télémétrie, nous utilisons une loi de Poisson, sans mécanisme explicite pour modéliser l'autocorrélation spatiale. Cela peut limiter la qualité de l'ajustement du modèle, notamment lorsque des structures spatiales fortes sont présentes dans les données comme c'est le cas pour les oiseaux marins. Des méthodes existent pour intégrer l'autocorrélation spatiale dans des modèles basés sur la loi de Poisson, par exemple via l'introduction de termes spatiaux latents comme des champs gaussiens ou des modèles de type CAR (Guélat & Kéry, 2018), et pourraient être explorées dans des développements futurs.

▶ Segmentation des données de télémétrie

Une autre perspective d'amélioration de nos modèles utilisant les données de télémétrie réside dans la segmentation comportementale des données GPS. En effet, il est courant d'utiliser des modèles de type Hidden Markov Models (HMM) pour distinguer différents types de comportements chez les oiseaux marins (Joo et al., 2020; Michelot et al., 2016), tels que les déplacements, les phases de recherche alimentaire ou encore les périodes de repos. L'identification précise de ces comportements permettrait une interprétation plus fine de l'utilisation de l'espace, en mettant par exemple en évidence des zones d'alimentation ou des zones de trajets de déplacement, par exemple entre une colonie et une zone d'alimentation. Ces précisions sur l'utilisation de l'espace par les oiseaux marins pourraient permettre d'informer plus finement sur les zones à fort enjeu notamment face à l'éolien. Par exemple, (Everaert & Stienen, 2008) ont montré que des éoliennes placées entre une colonie de sternes pierregarins et leur zone d'alimentation entraînaient une plus forte mortalité par collision que des éoliennes placées hors des zones de trajets. De telles analyses de segmentation comportementale ont été effectuées dans le **Lot 3** pour les puffins yelkouan, les puffins de Scopoli et les sternes caugek. Une telle distinction pourrait également permettre d'exclure les localisations correspondant à des comportements d'attente ou de repos à proximité immédiate des colonies. En effet, bien que des filtres aient été appliqués pour exclure les localisations sur la terre, un nombre non négligeable de points GPS peut encore correspondre à des individus posés sur des îlots, des rochers ou posés sur l'eau près des colonies. Ces données peuvent artificiellement renforcer le poids des zones proches des colonies dans les analyses, au détriment d'autres zones d'importance écologiques.
Toutefois, prendre en compte cette segmentation des données GPS dans le cadre d'un modèle intégré combinant données de comptage et de télémétrie pose des défis méthodologiques. En effet, les observations issues des suivis par bateau ne permettent pas toujours d'identifier le comportement des

individus, sauf lorsqu'une annotation explicite est fournie (par exemple : en vol, en pêche ou posé). Par ailleurs, la présence du bateau peut elle-même altérer le comportement des oiseaux, par des effets d'attraction ou de dérangement, rendant l'interprétation comportementale plus incertaine. Par conséquent, les processus écologiques représentés par les données télémétriques segmentées et ceux captés par les données de comptage en mer pourraient différer. Les intégrer dans un même modèle risquerait alors de mélanger des signaux biologiquement distincts, et ne serait pas cohérent d'un point de vue écologique et statistique.

▶ Calcul des indices de vulnérabilité

Une source importante de biais dans l'estimation de notre carte de vulnérabilité provient des scores de vulnérabilité eux-mêmes (**Tableau 3**). Leur fiabilité dépend étroitement des méthodes utilisées pour attribuer les valeurs à chaque critère, ainsi que de la quantité et de la qualité des données disponibles dans la littérature (Wade et al., 2016). Par exemple, le temps passé par une espèce à voler à hauteur des pales constitue un paramètre clé dans l'évaluation du risque de collision, mais l'incertitude qui l'entoure peut être très élevée lorsque les estimations reposent sur des observations anecdotiques. Cette incertitude diminue significativement lorsque des données issues de suivis directs, comme le GPS ou le radar, sont disponibles (Wade et al., 2017). Or, pour certaines espèces méditerranéennes, les données précises sur l'altitude de vol restent encore limitées. Le développement des suivis télémétriques devrait progressivement combler cette lacune (Johnston et al., 2014; Ross-Smith et al., 2016). Par ailleurs, les pourcentages de temps passés à hauteur de pales actuellement utilisés proviennent d'une publication datant d'une dizaine d'années (Bradbury et al., 2014), alors que la hauteur des éoliennes a depuis évolué. Il est donc essentiel de garder à l'esprit que les scores de vulnérabilité, et par conséquent les cartes de vulnérabilité, sont susceptibles d'évoluer à mesure que de nouvelles connaissances deviennent disponibles. Une mise à jour régulière de ces cartes serait ainsi recommandée pour refléter les avancées scientifiques.

Par ailleurs, nous avons choisi d'intégrer le risque de collision et les effets de perturbation ou de perte d'habitat dans un indice synthétique de vulnérabilité. Cette approche, bien qu'elle permette une évaluation globale, peut masquer certaines différences dans la manière dont les espèces réagissent à ces deux types de pressions. D'autres travaux (Bradbury et al., 2014 ; Fauchald et al., 2024) ont opté pour une distinction explicite entre ces dimensions, permettant une lecture plus fine des mécanismes de vulnérabilité selon les traits écologiques et comportementaux des espèces. Aussi, la réalisation d'une analyse de sensibilité permettrait d'identifier les espèces ayant le plus d'influence sur les cartes de vulnérabilité prédites. De telles approches pourraient être envisagées dans des travaux futurs pour enrichir l'interprétation des résultats.

4. Utilisation du golfe du Lion par les migrateurs terrestres

4.1 Contexte écologique

La migration saisonnière est définie comme un changement de l'habitat occupé par les animaux, se répétant deux fois par an et alternant dans leur direction, qui permet aux individus de trouver des

conditions environnementales optimales à leur survie à tout moment (Winger et al., 2019). Ces migrations transcontinentales permettent aux animaux de s'adapter aux environnements saisonniers (Alerstam, 2001; Winger et al., 2019), d'exploiter les ressources disponibles le long de leur route (Somveille et al., 2019) et de regagner leurs aires de reproduction chaque saison (Winger et al., 2019). On parle de migration prénuptiale (ou de printemps) pour décrire le trajet de retour vers les lieux de reproduction. Ce trajet s'étale généralement pour les espèces d'oiseaux passant dans le golfe du Lion du mois de janvier à juin et concerne principalement des déplacements vers le nord dans notre hémisphère. La migration postnuptiale (ou d'automne) fait référence, quant à elle, au déplacement faisant suite à la reproduction et qui permet aux oiseaux de rejoindre les quartiers d'hiver avec des mouvements principalement vers le sud entre juillet et décembre.

Durant ces trajets de plusieurs jours, semaines ou mois, les oiseaux doivent composer avec les vents (Åkesson et al., 2016; Vansteelant et al., 2017), les montagnes, les mers et les déserts (Adamík et al., 2016; Jiguet et al., 2019), en adaptant au mieux leur trajet selon leur endurance physique (Hedenström, 2010). Les distances et itinéraires migratoires varient de fait selon les espèces, l'expérience des individus ou bien la saison (Schwemmer et al., 2021). De plus, le choix du trajet et de sa temporalité peut être modulé à tout moment selon les conditions environnementales rencontrées au cours du voyage migratoire (Senner et al., 2018). La traversée de grandes étendues marines, telle que la mer Méditerranée, peuvent constituer une barrière à la migration. Ces traversées requièrent ainsi d'effectuer de longs vols avec pas ou peu d'escales pour se reposer ou se nourrir (Newton, 2023). Ces contraintes se traduisent par des risques de mortalité élevés, en particulier lorsque les conditions météorologiques rencontrées sont défavorables. Voler par mauvais temps, lors de forts vents accompagnés éventuellement de pluie et/ou d'une mauvaise visibilité, implique des coûts énergétiques importants (Lok et al., 2015). Pour toutes ces raisons, les espèces migratrices confrontées à des barrières écologiques, telle que l'est la mer Méditerranée, ont développé des stratégies de vol et adapté leur calendrier de migration afin de minimiser les risques (Packmor et al., 2020). Généralement deux grandes stratégies sont décrites face à la traversée une barrière écologique : longer la barrière (dans notre cas la côte), ce qui permet aux oiseaux de s'arrêter si nécessaire (par exemple en cas de conditions météorologiques défavorables) ou effectuer une traversée directe pour limiter la distance et la durée du trajet.

De nombreuses populations d'oiseaux migrateurs sont en déclin (Koleček et al., 2021; Vickery et al., 2014; Wilcove & Wikelski, 2008). Cette situation est préoccupante car les oiseaux migrateurs ont une importance écologique et sociétale (Sekercioglu et al., 2016), fonctionnant comme des liens entre les écosystèmes (Bauer & Hoye, 2014) et entre les personnes à travers les continents (Schröter et al., 2020). Au cours de leur voyage migratoire, les oiseaux font face à un grand nombre de pressions d'origine anthropique (Buchan et al., 2022). Les collisions avec les structures aériennes comme les éoliennes, les gratte-ciels et les lignes électriques ainsi que la chasse ou le braconnage sont des causes majeures de mortalité pour ces espèces (Gauld et al., 2022). Les individus qui survivent à ces menaces peuvent voir leur condition physique, leur calendrier de migration, leur orientation ou leur itinéraire modifiés par d'autres pressions indirectes dont les effets sont cumulatifs (Nemes et al., 2023). La fragmentation et la dégradation des habitats utilisés en halte migratoire (notamment les zones humides) amoindrit la qualité et la quantité des ressources utilisées par les oiseaux pour (re)constituer les réserves de graisse nécessaires en prévision de leur prochaine étape (Buler & Moore, 2011). Par

ailleurs, la pollution lumineuse des villes et des infrastructures perturbe leur orientation, pouvant les conduire à s'égarer ou à s'épuiser en volant dans la mauvaise direction (Burt et al., 2023; Lao et al., 2020). Les conditions météorologiques extrêmes, comme les tempêtes violentes et les vagues de chaleur dues au changement climatique, compliquent aussi leur voyage et augmentent le risque d'épuisement et de collision (McPherson et al., 2025).

Par sa position centrale dans le paléarctique occidental, la France se situe au cœur d'un vaste réseau de déplacements d'oiseaux qui relie l'Europe et l'Afrique et représente une étape ainsi qu'une voie de passage essentielle pour des milliards d'oiseaux migrateurs (Nussbaumer et al., 2024). Ainsi, durant les deux périodes de migration précédemment citées, des milliards d'oiseaux survolent chaque année le territoire français lors de leur trajet migratoire, et leurs mouvements saisonniers couvrent un large éventail d'échelles spatiales et temporelles. On identifie à ce jour deux voies migratoires principales : la voie migratoire dite « Atlantique » et la voie migratoire dite « vallée du Rhône / Méditerranée ». Parmi les différentes voies secondaires identifiées sur le territoire français, celle de l'axe Sardaigne-Corse sera à considérer également dans notre étude car elle est d'importance localement en méditerranée. Cette position stratégique du territoire français pour de nombreuses espèces migratrices, nous confère la responsabilité de mettre en œuvre les mesures nécessaires à la conservation des oiseaux migrateurs et des espaces, aussi bien terrestres que aériens, qui leurs sont indispensables.

Dans un contexte de développement de l'éolien offshore en France, de nombreux parcs éoliens vont voir le jour sur les différentes façades maritimes françaises (Voir Décret ministériel du 18 octobre 2024, texte 4 sur 114, consécutif au débat public « la mer en débat » portant sur la mise à jour des volets stratégiques des documents stratégiques de façade et la cartographie des zones maritimes et terrestres prioritaires pour l'éolien en mer). Dans ce cadre, il est essentiel d'examiner et d'anticiper les potentielles interactions entre les futurs parcs éoliens et l'avifaune fréquentant le golfe du Lion. Pour cela, il s'agit d'identifier, avec la plus grande précision possible, les zones préférentielles de passage durant la migration, de comprendre les facteurs influençant la hauteur de vol des oiseaux et de décrire de manière détaillée leur calendrier de passage dans la zone d'intérêt, ici le golfe du Lion.

Néanmoins, à ce jour il n'existe pas de technologie qui permette de décrire les flux migratoires de façon précise dans le temps et dans l'espace à l'échelle d'une zone aussi vaste que le golfe du Lion. C'est pourquoi, le programme MIGRALION a mis en œuvre un plan de récolte de données à travers différentes technologies permettant d'informer sur l'utilisation de l'espace du golfe du Lion par les oiseaux migrateurs. Ces différentes sources de données ont été mobilisées dans le but de décrire les flux migratoires de façon spatiale, altitudinale et temporelle au sein de la zone d'étude (description détaillée de ces données dans la section **4.3**). Ces dernières sont :

- La télémétrie (individus équipés de balise GPS ou GLS ; **Lot 3**)
- Des radars horizontaux et verticaux embarqués lors de transect bateau dans le golfe du Lion (**Lot 4**)
- Des radars ornithologiques verticaux à la côte à la côte type "BirdScan" (**Lot 5**)

En parallèle du lancement du programme MIGRALION
, dans le cadre du débat public « La mer en débat » portant conjointement sur la mise à jour des documents stratégiques de façade (DSF) et la planification de l'éolien en mer, la Direction générale de

l'énergie et du climat (DGEC) du ministère chargé de l'Energie a mandaté la réalisation d'une synthèse cartographique menée par Créocéan et Cohabys (CREOCEAN, 2024). Cette synthèse a été mise à jour dans le cadre de l'évaluation environnementale stratégique des DSF. Ces travaux visent à présenter, à travers une série de cartes, des analyses spatialisées des enjeux environnementaux et de leur sensibilité à l'installation de projets éoliens en mer sur la façade.

Par ailleurs, dans le cadre du débat public sur des premiers projets éoliens flottants en Méditerranée (AO6), le Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (Cerema) a produit un visualiseur cartographique dynamique recensant les données télémétriques acquises en Méditerranée (CEREMA, 2021). A la suite d'une commande de l'Observatoire national de l'éolien en mer, ce visualiseur a été mis à jour et étendu à l'ensemble des façades maritimes françaises. Ces travaux du CEREMA ont pour objectif de présenter au public les données de télémétrie disponibles sur l'avifaune dans le golfe du Lion puis dans l'ensemble des eaux françaises.

Les suivis ornithologiques sont nombreux et réguliers dans les lagunes et les étangs du pourtour du golfe (suivis des espèces nicheuses, comptage hivernal de Wetlands International, suivi des migrations à partir de la côte), néanmoins les connaissances sur les déplacements des migrateurs en mer sont très lacunaires. En effet, la synthèse effectuée par le CEREMA souligne que le nombre d'individus équipés de balises par rapport aux populations totales était faible et que l'extrapolation des flux d'oiseaux migrateurs à partir de cet échantillon devait être interprétée avec beaucoup de précautions. Bien que les données récoltées ne permettent pas l'identification de zones de migration préférentielles comme celles identifiées à terre, deux tendances semblaient toutefois se dégager. Une partie des oiseaux semblait traverser la Méditerranée du nord vers le sud pour relier l'Europe à l'Afrique tandis que d'autres traversaient le golfe du Lion d'est en ouest pour relier le delta du Rhône et la Catalogne et longer ensuite, à l'instar de ce qui généralement décrit dans la littérature quant aux comportements de déplacement d'oiseaux faisant face à la traversée d'une barrière écologique et confirmé dans un travail de thèse récent (Guilherme, 2022).

4.2 Contexte méthodologique

A l'instar du fait qu'il n'existe pas de technologie unique permettant de décrire les flux migratoires de façon spatiale, altitudinale et temporelle, il n'existe pas de méthodologie d'analyses permettant de de combiner différentes sources de données provenant de dispositifs de récolte de données différents pour estimer ces différentes dimensions des flux migratoires. C'est pourquoi dans ce présent rapport, les analyses concernant les zones préférentielles de passage des oiseaux migrateurs ainsi que les analyses permettant d'estimer les hauteurs de vols des oiseaux migrateurs au-dessus du golfe du Lion seront séparées, et détaillées respectivement dans les sections **4.3.3** et **5**.

Si on se concentre sur la dimension spatiale, différentes approches permettant d'estimer les flux migratoires et les zones préférentielles de passage des migrateurs sont disponibles dans la littérature, souvent centrées sur une technologie d'acquisition de données (télémétrie, radar météorologique, science participative, e.g. (Bradarić et al., 2024; Guilherme et al., 2023; Kranstauber et al., 2020). Cependant, chaque source de donnée ne peut considérer l'entièreté du phénomène de migration à cause des différentes contraintes et biais liés à chaque source de données. Dans ce cadre, il est ainsi très utile de combiner différentes sources de données pour mieux rendre compte du phénomène

migratoire dans son ensemble. En effet, des articles récents ont discuté de l'intérêt de combiner les indices de flux migratoires estimés à partir des échos captés par radars météorologiques avec des données de comptages sur des sites à la côte, mais ces articles ne proposent pas l'approche méthodologique permettant concrètement cette combinaison (Shipley et al., 2018; Weisshaupt et al., 2021). Certains travaux se sont intéressés à évaluer la cohérence de différentes sources de données (par exemple observateurs *versus* radar, (Schmidt et al., 2017) mais là encore, il ne s'agissait pas de combinaison dans un cadre d'analyse formelle mais de simples comparaisons verbales.

Par ailleurs, certains auteurs ont développé très récemment (après le début de MIGRALION) une méthode d'intégration de données provenant à la fois de sciences participatives (eBird), de baguage et de télémétrie pour caractériser des patrons de migration à l'échelle du continent américain (Meehan et al., 2022). Plus précisément, ces auteurs conduisent tout d'abord des analyses de connectivité migratoire à l'aide des données de baguage et de télémétrie (Lin et al., 2020; Schuster et al., 2019). Puis, à partir des résultats des analyses de connectivité migratoire des trajets entre aires de reproduction et d'hivernage sont simulés (via des algorithmes de type *Least-cost path analysis*, (Adriaensen et al., 2003). Enfin, à l'aide de GAMMs (Generalized Additive Mixed Models), les auteurs réalisent une analyse jointe des données de télémétrie, de présence/absence (eBird) et des trajets simulés (least-cost paths) afin de représenter les patrons spatio-temporels probables de déplacements d'une espèce à l'échelle d'une voie de migration. Les auteurs de ces travaux novateurs (et prometteurs) ont accès à des informations de présence/absence ainsi que de densités pour chaque espèce qu'ils étudient à l'échelle de l'ensemble de leur zone d'étude. Si cette approche méthodologique paraît, en théorie, particulièrement adaptée au programme MIGRALION, ce dernier ne dispose pas d'autant de données que celles mobilisées par cette approche publiée dans la littérature, notamment du point de vue de la quantité et de l'homogénéité spatiale de l'échantillonnage. Une des sources de données principales de cette étude, tant en termes de couverture spatiale que de quantité de données, est celle provenant de la base de données de science participative, eBird, encore peu développée à l'heure actuelle en France et ne disposant que de très peu de données en mer.

Ce manque de littérature existante sur des méthodes d'analyses permettant de combiner différentes sources de données rendant compte de la variation spatiale des flux d'oiseaux migrateurs à une échelle comparable à celle du golfe du Lion, nous a conduit à développer des méthodes d'analyses adaptées à l'échelle et aux sources de données disponibles dans le golfe du Lion (**section 4.3.3**).

En ce qui concerne la hauteur de vol des oiseaux migrateurs, des auteurs ont précédemment développé une méthode d'estimation de la distribution des hauteurs de vol à l'aide de modèle à espace d'états ajustés sur des données télémétriques par GPS (Ross-Smith et al., 2016). Dans ce cadre méthodologique, il est possible de modéliser l'erreur de mesure associée aux données d'altitude de vol provenant de divers dispositifs. En effet, les balises GPS sont connues pour fournir des altitudes inexactes avec une erreur variant de quelques mètres à plusieurs dizaines de mètres selon les modèles et les conditions/réglages (Péron et al., 2020; Ross-Smith et al., 2016; Schaub, 2023). Dans le cadre du programme MIGRALION, c'est donc cette méthode de modélisation qui a été choisie et qui a été étendue pour permettre de construire un modèle intégrant les différentes sources de données avec chacune leur propre processus de mesure et les erreurs associées. Cette approche flexible permet l'ajout de covariables, à défaut de pouvoir modéliser la variation spatiale des distributions des hauteurs

de vol au travers du golfe du Lion par manque de données, nous avons abordé cette question en utilisant comme covariable dans nos modèles la distance à la côte ouvrant la voie à une modélisation en 3D lorsque plus de données seront disponibles.

Dans les sections suivantes, nous présentons d'abord les différentes données utilisées pour les analyses portant sur les oiseaux migrateurs (**section 4.3**). Nous abordons ensuite le développement méthodologique mis en place pour modéliser les zones préférentielles de passage en migration dans le golfe du Lion, suivi des résultats obtenus et de leur discussion (**section 4.3.3, 4.5 et 4.6**). Enfin, nous détaillons la méthode développée pour estimer les distributions des hauteurs de vol des oiseaux migrateurs, accompagnée, là encore, des résultats et de leur discussion (**section 5**).

4.3 Présentation des données mobilisées et de leur préparation

4.3.1 Trajets migratoires obtenus par GPS

Le suivi télémétrique par GPS/GSM (Global Positioning System) consiste à équiper un oiseau d'une balise électronique permettant d'observer ses déplacements sans nécessiter sa recapture (Voir détails **lot 3**). Le récepteur GPS permet d'identifier sa position grâce aux satellites tandis que le module de téléphonie mobile GSM permet de transmettre les informations relatives à sa position via SMS ou internet. La localisation est faite à des pas de temps réguliers par triangulation avec une marge d'erreur qui varie selon les marques, modèles et paramètres de réglages des balises (haute ou basse fréquence d'acquisition par GPS). Les études portant sur les impacts négatifs potentiels des balises GPS sur les oiseaux préconisent de ne pas dépasser 3% du poids des espèces (Geldart et al., 2022). Le suivi par GPS est donc réservé aux oiseaux de grande taille. Dans MIGRALION, l'oiseau le plus léger équipé d'une balise pèse 75g. Ainsi, sur les 250-300 espèces utilisant la zone du golfe du Lion, environ la moitié des espèces sont trop légères pour pouvoir être équipées de GPS/GSM.

En compléments des données GPS acquises dans le cadre du lot 3 de MIGRALION, nous avons mobilisé des données issues d'autres programmes d'équipement d'oiseaux afin d'augmenter le nombre d'espèces, les tailles d'échantillons et élargir l'emprise spatiale des lieux de captures (voir liste **Annexe 2**). Pour cela, nous avons notamment consulté l'ensemble des études hébergées sur Movebank, ainsi que les synthèses récentes des suivis par télémétrie dans la zone (Cerema 2024, **lot 1**, travaux de thèse de J. Guilherme 2023 & le réseau "Global Wader"). Nous avons conservé toutes les localisations situées dans la zone en vert sur la **Figure 1**, à laquelle nous nous référerons par la suite comme "zone d'étude étendue", pour les individus dont au moins un point était enregistré dans le golfe du Lion. Cette démarche permet de ne garder que des individus qui sont susceptibles de passer dans le golfe et d'écarter les espèces qui longent la côte sans jamais passer en mer. Ensuite, des analyses préliminaires nous ont permis de déterminer qu'un rééchantillonnage d'une localisation toutes les 10 min semblait le plus adapté aux questions traitées dans ce rapport afin d'homogénéiser notre jeux de données tout en conservant le maximum d'informations possibles.

Pour distinguer les déplacements migratoires des mouvements locaux, nous avons utilisé un algorithme appelé DBSCAN, qui permet de regrouper les points proches les uns des autres (Ester et al., 1996; Hahsler et al., 2019). Ce regroupement se fait en fonction de la densité des points autour de chaque localisation. L'algorithme permet de discriminer ainsi trois types de points : les points centraux,

les points en bordure, et les points isolés. Dans notre étude, ce sont justement ces points isolés qui correspondent aux localisations des trajets migratoires.

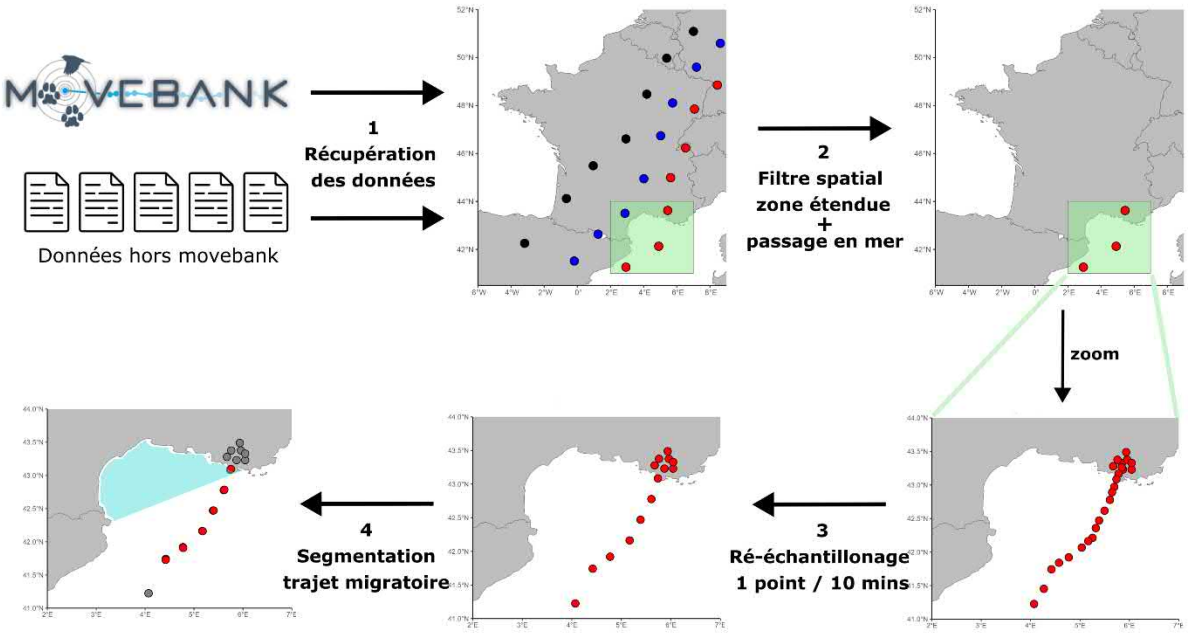


***Figure 1** : Flux de travail de préparation des localisations GPS utilisées pour étudier les flux de migration et les hauteurs de vol des migrateurs terrestres dans le golfe du Lion. La première étape a consisté à télécharger l'ensemble des données récoltées grâce au programme MIGRALION, auxquelles nous avons ajouté des localisations récupérées auprès d'autres programmes de suivis d'oiseaux à travers l'Europe (Voir liste en **Annexe 2**). Ensuite, différents filtres spatiaux et temporels ont été appliqués pour conserver les points correspondant aux trajets migratoires dans la zone d'étude étendue (zone en vert) et au sein du golfe du Lion (zone en bleu). Les analyses de flux migratoires étaient basées sur les localisations de trajets migratoires de l'ensemble de la zone d'étude étendue, tandis que les analyses de hauteurs de vol ont été effectuées à partir des localisations de trajets migratoires au sein du golfe du Lion.*

Ces premières étapes de filtre sur les données ont permis d'aboutir à un total de 20 759 localisations dans la zone d'étude étendue (**Figure 2**). Bien que les années d'acquisitions étaient comprises entre 2014 et 2025, 95% des localisations étaient comprises entre 2021 et 2024).

Beaucoup d'oiseaux étant équipés sur leur zone de reproduction, l'échantillonnage tendait à une sur-représentation des localisations lors de la migration nord-sud (période juillet-décembre) par rapport à celle de la migration sud-nord (de janvier-juin), avec 14 273 localisations de 29 espèces pour juillet-décembre contre 6486 de 22 espèces pour la remontée en janvier-juin. Cette différence s'explique par le fait que la plupart des oiseaux ont été équipés autour du golfe du Lion durant les mois précédant la migration postnuptiale, qui correspond donc au premier trajet migratoire enregistré. Progressivement suite à la capture, les émetteurs s'arrêtent et certains individus meurent, réduisant progressivement le nombre d'oiseaux suivis. Parmi les 459 individus constituant notre jeu de données, 73% ont été capturés dans la zone d'étude étendue, contre 27% à travers le reste de l'Europe (**Figure 3, voir lot 3**).

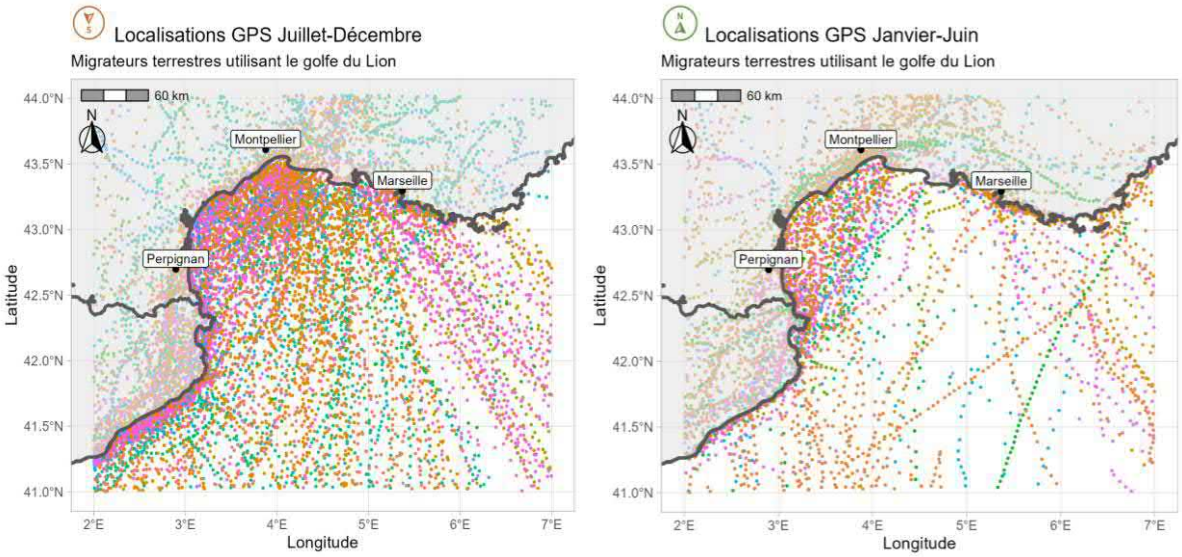


Figure 2 *: Localisations de télémétrie GPS en trajet migratoire retenues suite au travail de préparation des données pour le modèle spatial d'intensité migratoire relative dans le golfe du Lion. A gauche les localisations enregistrées lors de la période de juillet à décembre (423 individus appartenant à 29 espèces) et à droite lors de la période de janvier à juin (187 individus appartenant à 22 espèces). Les couleurs représentent l'espèce des individus suivis.*

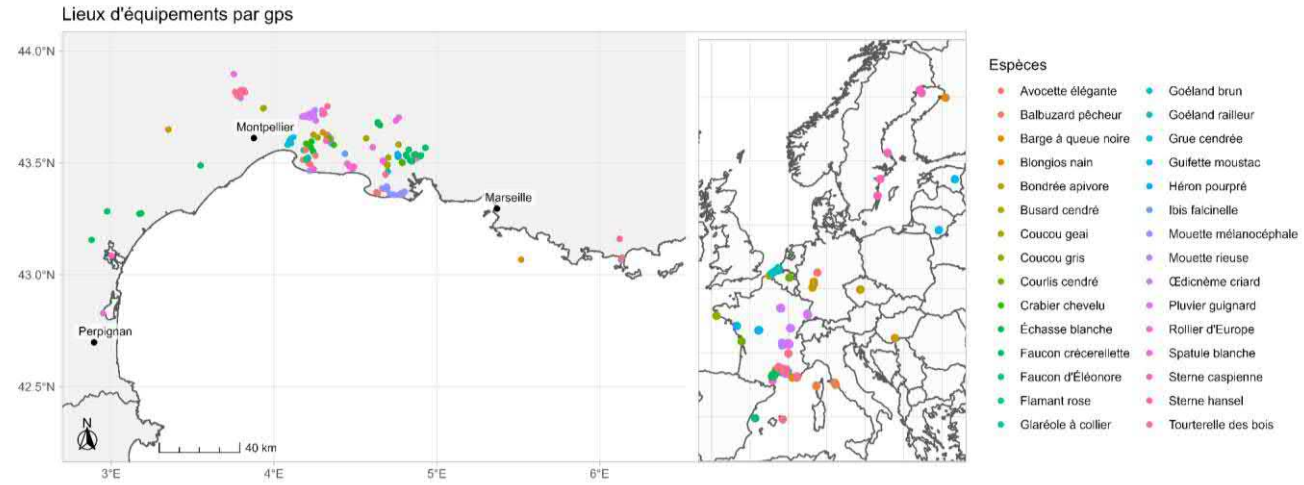


Figure 3 *: Lieux d'équipements des individus suivis par GPS retenus suite au travail de préparation des données pour le modèle spatial d'intensité migratoire relative dans le golfe du Lion, à partir des suivis effectués dans le cadre de MIGRALION et de programmes extérieurs (**Voir liste ANNEXE 2**). A gauche autour du golfe du Lion et à droite à l'échelle européenne. Les couleurs représentent l'espèce des individus suivis.*

Dans le cadre des deux analyses de cette section (dimensions spatiale et altitudinale), l'emprise spatiale des données utilisées était différente. En effet, dans le cadre de l'estimation de l'intensité spatiale des flux migratoires, nous avons conservé la zone appelée "zone d'étude étendue" pour limiter

certains biais liés à notre méthode d'analyse. En effet, les splines à composante géographique sont connues pour parfois sur- ou sous-estimer les phénomènes modélisés quand ils se situent en bord de grille (D. L. Miller, 2025; Wood et al., 2008). C'est le cas si notre zone d'étude était restreinte à la délimitation de la côte avec beaucoup d'oiseaux passant proche de celle-ci. Concernant l'estimation de la distribution des hauteurs de vol nous avons restreint l'emprise spatiale au seul golfe du Lion qui est notre zone d'étude d'intérêt (zone en bleue **Figure 1**). La composition en espèces, effectifs, nombre de localisations et périodes de ces deux jeux de données sont respectivement présentés en **Figure 4**et **Figure 5**.

Concernant la modélisation de la distribution des hauteurs de vol, un filtre supplémentaire a été appliqué pour éliminer les valeurs extrêmes (1,5% à chaque extrémité), ce qui a conduit à l'exclusion des points situés à des altitudes inférieures à -150 mètres et supérieures à 5 000 mètres. Ainsi, le nombre total de localisations utilisées dans les modèles de hauteur de vol était de 1158 localisations pour la période janvier-juin (113 individus de 17 espèces) et 3947 localisations pour la période juillet-décembre (349 individus de 26 espèces) (**Figure 5**). Comme l'on s'attendait à des hauteurs de vols très différentes entre espèces mais que nos tailles d'échantillons restaient limitées, nous avons regroupé les espèces en groupes d'espèces proches au niveau taxonomique et/ou présentant des comportements de migration similaires.

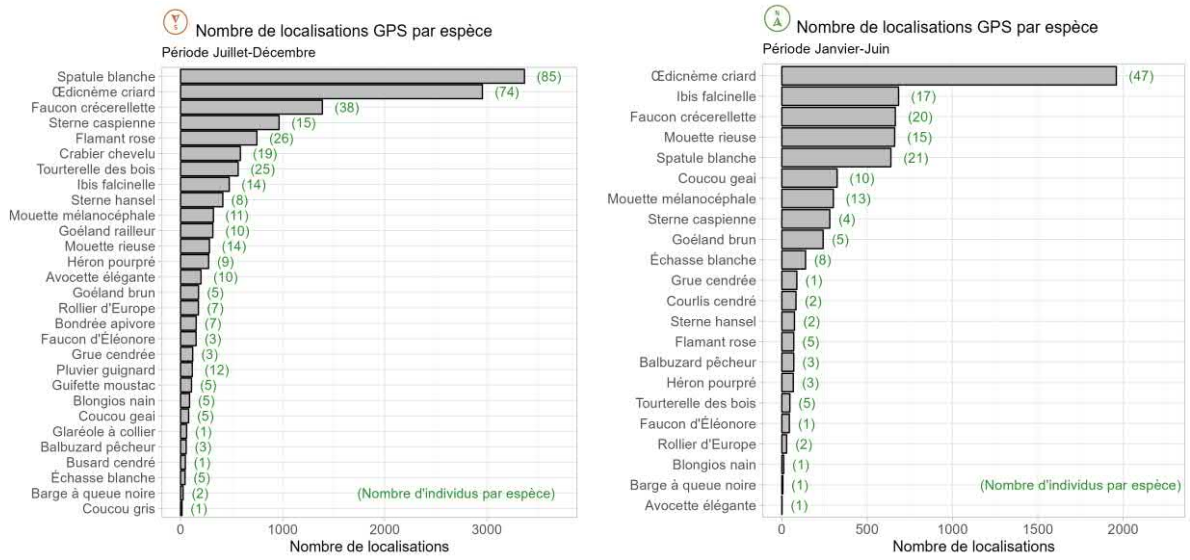


***Figure 4** : Nombre de localisations GPS enregistrées par espèce lors des trajets migratoires postnuptiaux (à gauche) et prénuptiaux (à droite) utilisées dans le modèle spatial de flux migratoires relatifs dans le golfe du Lion. Le nombre d'individus par espèce est précisé en vert.*

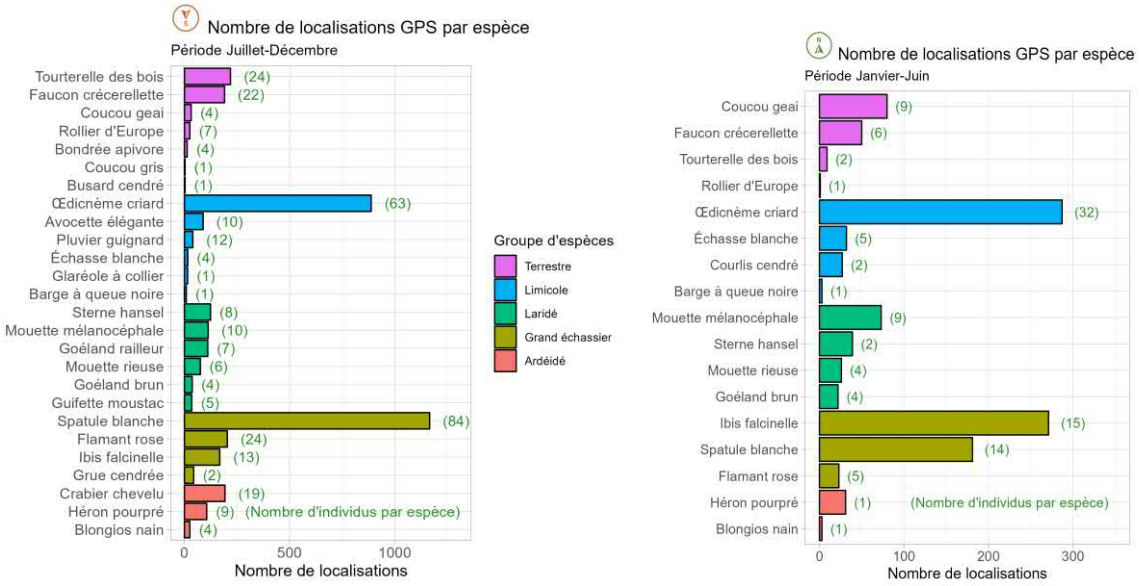


***Figure 5** : Nombre de localisations GPS par espèce lors des trajets migratoires postnuptiaux (à gauche) et prénuptiaux (à droite) utilisées dans les modèles de hauteur de vol au-dessus du golfe du Lion. Le nombre d'individus par espèce est précisé en vert. Les couleurs correspondent aux regroupements en groupes d'espèces.*

4.3.2 Échos enregistrés par technologie radar

Lors du programme MIGRALION, deux types de suivis par radars verticaux ont été déployés : des suivis par radars embarqués lors des campagnes en mer (**lot 4**) et des suivis par radars ornithologiques à la côte (**lot 5**). Parmi les cibles captées par radar qui sont considérées comme des oiseaux, il n'est pas possible de faire la distinction entre oiseaux sédentaires, migrateurs en halte migratoire ou en trajet de migration et oiseaux marins. Afin de limiter le nombre d'oiseaux sédentaires, marins ou migrateurs en halte dans les données utilisées, nous avons choisi de conserver uniquement les échos enregistrés de nuit.

▶ Trafic migratoire et altitudes enregistrés par radars ornithologiques à la côte (lot 5)

Deux radars BirdScan MR1 développés par la société Swiss Birdradar en partenariat avec la station ornithologique suisse de Sempach et ont été installés sur le littoral méditerranéen (Schmid et al., 2019). Il s'agit d'un système de radar compact conçu pour la surveillance quantitative à long terme des oiseaux, qui utilise une antenne à ouverture large de forme conique dirigée verticalement et mise en rotation qui couvre les altitudes de 50 à 1500 mètres (Wills, 2017).

L'analyse des surfaces de réflexion des échos couplées aux fréquences de battement d'ailes permettent de classer les cibles en groupes d'espèces et de filtrer les échos pour ne conserver que les oiseaux. Dans nos analyses, nous avons retiré les classes "groupes d'oiseaux" et "type martinets" renvoyées par l'algorithme de classification du radar, car ces catégories sont peu précises. Ensuite, nous avons regroupé les classes en deux groupes : petits (passereau de petite et grande tailles, oiseaux non identifiés) et grands oiseaux (oiseaux d'eau, grands oiseaux). La classe "oiseaux non identifiés" correspond vraisemblablement en majorité à des oiseaux de petite taille dans les limites hautes de leur détection possible, induisant des difficultés de classification (Schmid B., com pers). Le volume de la colonne d'air couvert par le radar n'est pas cylindrique, et la détection des cibles par le radar varie

au sein de ce volume, selon sa taille et l'angle d'enregistrement. L'index "mtr-factor" permet d'extrapoler le nombre d'échos de chaque classe capté par tranche d'altitude selon les surfaces échantillonnées (Schmaljohann et al., 2008; Schmid et al., 2019). A noter également que si l'un des radars est resté immobile sur le site de la Palissade au cours de l'étude, le second était déplacé tous les 15 jours le long du littoral méditerranéen durant les premières années du programme pour assurer une meilleure couverture spatiale puis fixé la dernière année 2024 au Bagnas (**Figure 6**).
Les données issues des radars Birdscan ont été mobilisées pour l'analyse des flux migratoires, afin de pondérer les densités d'échos captés par les radars verticaux en mer (**section 4.3.3**), ainsi que pour l'analyse des hauteurs de vols.

▶ Échos enregistrés par radar vertical embarqué lors des transects en mer (lot 4)

Lors des campagnes en mer effectuées par le **lot 4** de MIGRALION près de 1000 kilomètres de transects ont été parcourus par bateau pour couvrir l'ensemble du golfe du Lion (**Figure 6** et **Figure *7***), avec à bord un radar vertical qui enregistrait en continu les cibles captés autour du bateau (rayon 1500 mètres). Au sein de ce faisceau, ont été conservés les échos captés dans un demi disque perpendiculaire au bateau découpé à 600 m de chaque côté allant jusqu'à des altitudes de 1500 mètres. Pour l'analyse des flux migratoires, nous avons conservé une image toutes les 5 mins pour garantir l'indépendance des observations.

Le volume de la colonne d'air couvert par le radar n'est, là encore, pas cylindrique. En effet, le volume est plus faible aux altitudes hautes, ainsi qu'aux altitudes basses du fait du balancement du bateau avec la houle. A noter également que la détection d'une cible peut varier au sein de ce volume, selon sa taille et l'angle d'enregistrement. Pour ces raisons, nous avons choisi de ne pas intégrer les altitudes des échos captés lors des analyses de hauteur de vol. Ces sources de biais sont néanmoins homogènes dans l'espace (en X-Y), nous avons donc sommé les échos mesurés dans l'ensemble du faisceau puis les avons pondérés par le nombre de pixels constituant le faisceau en chaque point pour utiliser ces données dans les modèles de flux migratoires. Ces points sont également sommés par maille afin de limiter le nombre de zéros et obtenir une distribution des données plus proche d'une distribution de Poisson (3-4 points par maille).

Ces campagnes de 4 jours et 4 nuits ont été réalisées jusqu'à 4 fois par an (2 passages entre mars et mai et 2 passages entre août et novembre). Ainsi, la métrique relevée par le radar varie à la fois dans l'espace et dans le temps. Par exemple, au sein d'une même campagne deux transects éloignés ne seront pas effectués la même nuit. De ce fait, le nombre de cibles enregistrées ne dépend pas seulement de la position dans l'espace du bateau mais également de l'intensité du flux migratoire la nuit du relevé. Pour limiter le biais généré par ce facteur confondant, nous avons pondéré les échos enregistrés par le trafic migratoire (MTR) de la nuit correspondante mesuré par le radar Birdscan fixe situé à la Palissade.

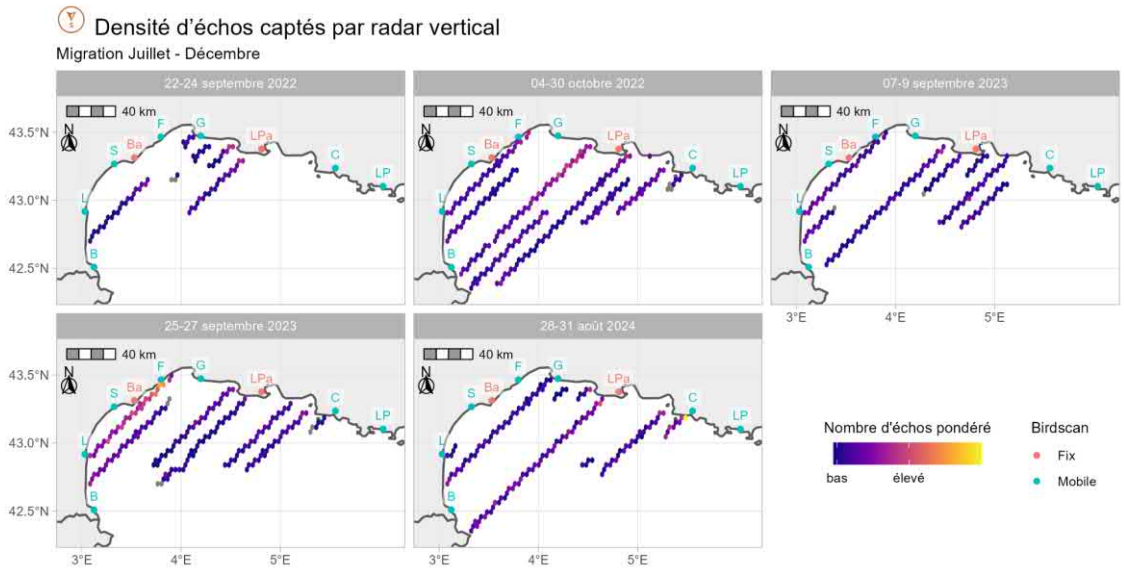


Figure 6 : *Nombre d'échos enregistrés par le radar vertical embarqué lors des campagnes en mer postnuptiale, pondéré d'une part par le nombre de pixel du faisceau et d'autre part par le trafic migratoire (MTR) moyen mesuré la nuit du relevé à la Palissade par radar BirdScan. Chaque carte représente une campagne (la date du passage est indiquée en titre), durant laquelle ont été parcourues les cellules de couleurs (nombre d'échos enregistrés pondérés) de nuit. Les positions des radars BirdScan fixes sont indiquées en rouge (LPa = La Palissade ; Ba = Bagnas, pour 2024 seulement) celles du radar mobile en bleu (B = Banyuls ; L = Leucate ; S = Sérignan, F = Frontignan ; G = Grau du Roi ; C = Cassis, LP = Le Pradet).*

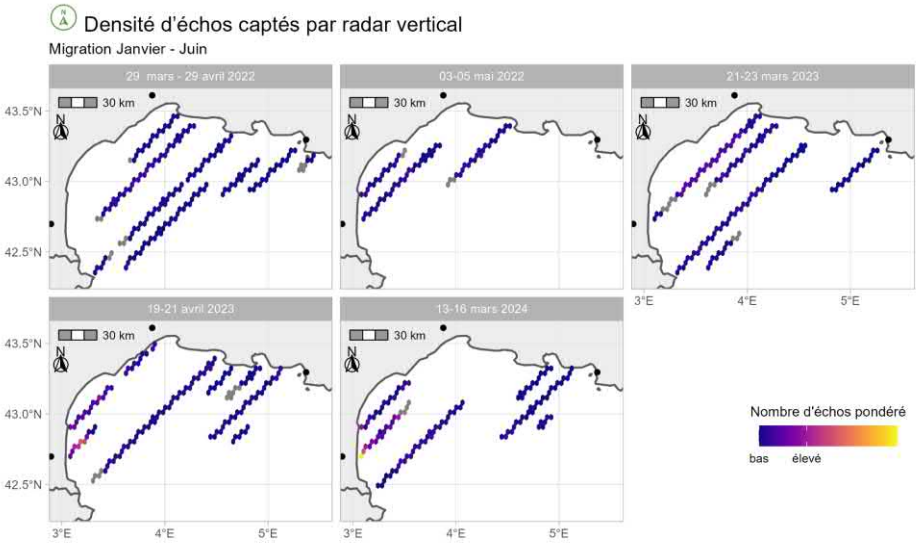


Figure 7 : *Nombre d'échos enregistrés par le radar vertical embarqué lors des campagnes en mer pré-reproduction, pondéré d'une part par le nombre de pixel du faisceau et d'autre part par le trafic migratoire (MTR) moyen mesuré la nuit du relevé à la Palissade par radar BirdScan. Chaque carte représente une campagne (la date du passage est indiquée en titre), durant laquelle ont été parcourues les cellules de couleurs (nombre d'échos enregistrés pondérés) de nuit.*

4.3.3 Identification des zones préférentielles de passage pour les migrateurs terrestres

▶ Données mobilisées et description des modèles employés

Pour la spatialisation des flux migratoires, nous avons combiné les données issues du radar vertical embarqué lors des campagnes en mer MIGRALION (calibrées par les données issues des radars Birdscan comme explicité ci-dessus), les données de télémétrie GPS récoltées dans le cadre du programme MIGRALION ainsi que des données de télémétrie GPS issus de programmes complémentaires.

En développement conjoint entre MIGRATLANE et MIGRALION, la méthode d'analyse se trouvait sous la forme d'un modèle intégré dans lequel on cherchait à estimer la fonction de sélection d'habitat des migrateurs sur notre zone d'étude étendue (**Figure 8**). Il a précédemment été démontré que différentes classes de modèles permettant d'estimer des fonctions de sélection d'habitat pouvaient avoir des résultats convergeant en termes de sélection d'habitat relative sous certaines conditions (Aarts et al., 2012; Avgar et al., 2016; Lauret et al., 2025; Northrup et al., 2022). C'est le cas de deux méthodes classiquement utilisées pour estimer les fonctions de sélection d'habitat d'une part à l'aide de données comptages (processus spatial de Poisson) et d'autre part à l'aide de données de télémétrie (*Resource Selection Function*). Les données de comptages se trouvaient ainsi sous la forme de nombres entiers quand les données de télémétrie étaient sous la forme de 1 pour une localisation GPS d'un individu et de 0 pour représenter l'habitat disponible sur des localisations aléatoires dans la zone d'étude.

Ainsi, le processus spatial que l'on cherche à décrire à travers notre modèle intégré se trouvait sous la forme d'un processus spatial de Poisson par maille (23 km²) pour le compartiment correspondant aux données du radar embarqué du modèle et sous la forme d'une régression logistique pondérée pour le compartiment télémétrie :

$$N_i \sim Poisson\,(\lambda_i * offset_i)$$

$$log(\lambda_i) = \mu_a + f(x,y)$$

où λ_i est l'intensité de la distribution de Poisson dans la maille i, $offset_i$ est le produit du nombre de pixels échantillonnés par maille i et du trafic migratoire moyen de la nuit correspondante (MTR relevé sur le radar de la Palissade), μ_a l'ordonnée à l'origine et $f(x,y)$ une fonction sur les coordonnées géographiques.

$$K_j \sim Binomial\,(\lambda_{GPS}, w_j)$$

$$logit(\lambda_{GPS}) = \mu_b + f(x,y)$$

où K_j est un tirage binomial de probabilité λ_{GPS} , w_j le poids associé à une localisation j utilisée (w= 1; données individuelles) *vs.* une localisation j d'habitat disponible (w= 1000), μ_b l'ordonnée à l'origine et $f(x,y)$ une fonction sur les coordonnées géographiques.

Comme indiqué dans ces équations, les ordonnées des deux équations (μ_a et μ_b) sont différentes et ne sont donc pas comparables, cependant la fonction $f(x,y)$ représentée ici par une spline sur les

coordonnées géographiques est commune. Cette fonction, partagée et estimée conjointement par les deux compartiments du modèle, représente la sélection d'habitat relative des migrateurs, les "habitats" étant ici les coordonnées géographiques de la zone d'étude. Cette fonction $f(x, y)$ nécessite l'estimation d'un nombre *k* de coefficients *β* en fonction de la façon dont nous paramétrons la *spline* (nombres de points d'inflexions) selon la flexibilité désirée (D. L. Miller, 2025). Ce sont ces différents coefficients qui sont estimés conjointement par les deux compartiments du modèle et qui permettront ensuite de représenter la sélection d'habitat relative.

Après avoir ajusté ce modèle intégré nous avons construit, en suivant la même démarche que pour les oiseaux marins, un outil diagnostic simple permettant de comparer les flux relatifs au sein des zones identifiées pour les futurs parcs éoliens avec les flux sur l'ensemble de la bande favorable au développement de parc éolien, c'est à dire la bande de mer localisées de 15 à 60 km de la côte. Pour cela nous avons comparé la distribution des intensités migratoires estimées par le modèle pour les cellules situées dans la zone étudiée, qui est résumée par sa médiane et son écart-type, et à celle dans l'ensemble de la bande 15-60 km. Nous avons ensuite testé si les distributions obtenues étaient significativement différentes (p-value < 0.05) les unes des autres en utilisant un test par paires de Wilcoxon, un test non paramétrique adapté pour les distributions ne suivant pas une loi normale. Les fermes pilotes étant de petite taille (moins de 5 cellules) ce test n'est pas applicable et pour ces zones la comparaison a été faite sur la base des valeurs médianes.

Toutes les analyses ont été réalisées avec Nimble (Valpine et al., 2017)) à partir du logiciel R (R Core Team, 2024). L'ensemble des modèles développés dans cette étude a été validé à l'aide de critères standards d'évaluation de la convergence. Les chaînes de Markov présentaient une bonne exploration de l'espace des paramètres, avec un bon mélange entre chaînes et une convergence satisfaisante pour tous les paramètres estimés. Les diagnostics de convergence, notamment les valeurs de $\hat{R}$ (Vehtari et al., 2021), étaient inférieurs à 1.1 pour l'ensemble des paramètres, confirmant la stabilité des estimations. Les codes associés aux différentes analyses sont disponibles sur {https://github.com/MIGRALION/MIGRALION.git}

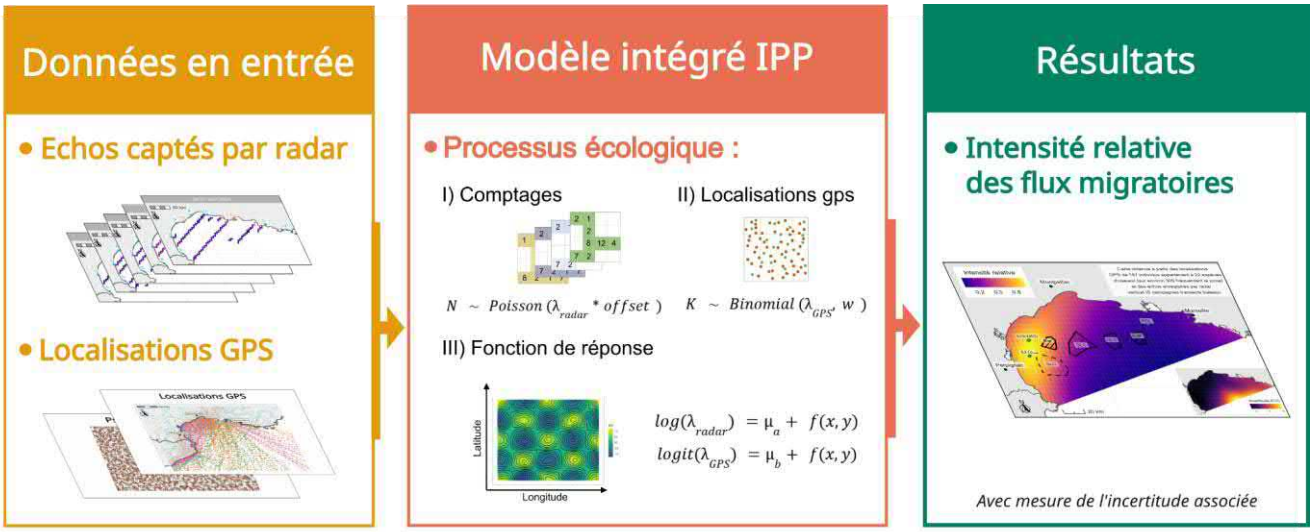


Figure 8 *: Représentation schématique du concept de modélisation intégrée de l'intensité migratoire relative au sein du golfe du Lion par les oiseaux migrateurs terrestres. Premièrement, les informations relatives au nombre d'oiseaux sont échantillonnées dans l'espace géographique d'étude. Deuxièmement, un modèle statistique est utilisé pour estimer l'intensité migratoire relative. Ce modèle statistique, basé sur un processus ponctuel de Poisson inhomogène (IPP), se décompose en deux compartiments dont le lien se fait via les paramètres de la fonction de réponse reliant l'intensité migratoire relative aux coordonnées géographiques (longitude et latitude). Un premier sous-modèle de densité relatives spatiales sur les échos enregistrés par radar embarqué lors des transects en mer et un second sous-modèle de RSF (fonction de sélection des ressources) d'utilisation relative de la zone appliqué aux localisations GPS. Enfin, l'intensité migratoire relative dans l'espace géographique d'étude prédite par le modèle est cartographiée et sa représentation est, accompagnée d'une mesure d'incertitude (coefficient de variation) pour chaque cellule de la grille. Le choix de cartographie fait ici consiste à comparer l'intensité migratoire relative au sein des zones considérées pour le développement éolien et avec l'ensemble du golfe du Lion.*

4.4 Résultats : intensité relative par période des flux migratoires au sein du golfe du Lion

À noter : Les cartes produites reposent sur une représentation relative via un gradient de couleurs. Les chiffres associés ne présentent pas d'unité et s'interprètent en relatif de 0 à 1. Par exemple un flux présentant une valeur de 0,8 sera 2 fois plus important qu'un flux d'une valeur de 0,4. Chaque carte est accompagnée d'une vignette présentant les incertitudes (coefficient de variation) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure également sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et moins la prédiction est fiable.

Les résultats présentés dans cette section proviennent des prédictions générées par le modèle intégré présenté dans la section précédente. Les résultats sont ici séparés en deux catégories distinctes représentants les deux périodes de migration : prénuptiale et postnuptiale. Comme présenté précédemment, le jeu de données présentant le plus de localisations télémétriques par GPS est celui concernant la période postnuptiale et c'est ce dernier qui est présenté en premier. A noter que cette approche se base sur la modélisation de l'utilisation relative au sein du zone, et ne modélise pas les déplacements des individus. Il n'y a donc pas directement de notion de direction.

La **Figure 9** présentant l'utilisation de l'espace relative du golfe du Lion par les migrateurs durant la migration postnuptiale (du nord vers le sud pour la plupart des espèces) montre tout d'abord que les zones où l'intensité migratoire est plus importante est généralement comprise dans une zone entre 0 et 50 km de la côte et plus particulièrement sur la moitié Ouest du golfe du Lion. Dans cette zone, on voit se dessiner un axe assez large partant du delta de Camargue et longeant la côte jusqu'à la frontière espagnole dans cette bande de 0 à 50 km. Cette zone est aussi la zone dans laquelle l'incertitude liée à nos estimations est la plus faible (**Figure 9**). On note également, mais dans une moindre mesure, une utilisation partant plein sud vers la mer, ainsi que des zones utilisées dans la bande de mer vers l'est.

Si l'on s'intéresse maintenant à la migration prénuptiale (du sud vers le nord pour la plupart des espèces), on peut voir **Figure 9** que le patron général présente des similitudes avec celui estimé pour la migration postnuptiale. Cependant, nous pouvons noter que le flux est encore plus côtier et que les intensités migratoires les plus importantes se trouvent sur la partie Ouest du golfe du Lion. Comme pour la carte représentant la période postnuptiale, c'est cette zone où l'incertitude de l'estimation est la plus faible (**Figure 9**).

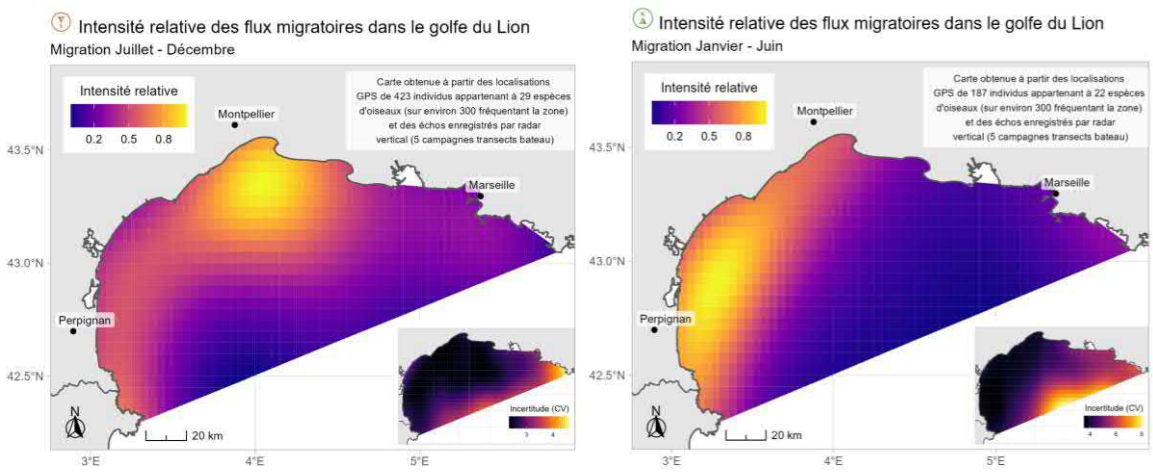


***Figure 9** : Cartes représentant l'intensité migratoire relative dans le golfe du Lion des oiseaux migrateurs, à gauche lors de la période postnuptiale juillet-décembre et à droite lors de la période prénuptiale janvier-juin. L'intensité migratoire relative est obtenue par l'utilisation d'un modèle additif généralisé (sur les coordonnées X et Y) combinant l'information provenant des localisations des gros oiseaux équipés de GPS (> 75g) et des échos enregistrés par radar vertical lors de transects en bateau (pondérés par le trafic migratoire (MTR) moyen de la nuit mesuré par radar ornithologique à la côte). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (coefficient de variation) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine.*

4.5 Résultats : comparaison des flux relatifs de migration au sein des zones identifiées pour le développement de futurs parcs éoliens en mer

Ci-dessous, les distributions d'intensité relatives des flux migratoires au sein d'une zone sont résumées par leur valeur médiane et écart-type. L'examen de la **Figure 10** montre que lors de la période

postnuptiale de juillet à décembre presque l'ensemble de la bande de mer située de 15 à 60 km de la côte est utilisé par les oiseaux migrateurs (0,37 ± 0,22). Parmi les zones étudiées, 4 zones présentent une distribution présentant des valeurs significativement plus élevées que celle de la bande de mer de 15 à 60 km, 1 zone présente des valeurs marginalement plus élevées et enfin, 3 zones ne sont pas significativement différentes. Les fermes pilotes de Leucate-Le Barcarès EFGL (0,54 ± 0,00) et Gruissan EOLMED (0,53 ± 0,00), la zone de mise en concurrence Narbonnaise (0,52 ± 0,05 ; p=0,01), la zone prioritaire GLC (0,45 ± 0,12 ; p=0,05) et marginalement la zone prioritaire GLE (0,47 ± 0,08 ; p=0,07), présentent ainsi des valeurs supérieures d'intensité de flux migratoire à celle de la bande de mer de 15 à 60 km. Les autres zones, à savoir la zone prioritaire GLO (0,38 ± 0,10 ; p=0.90), la zone en développement golfe de Fos GdF (0,37 ± 0,05 ; p=0,94) et la ferme pilote Faraman-Port-Saint-Louis-du-Rhône PGL (0,34 ± 0,01), présentent une distribution comparable des intensités de flux migratoire à celle de l'ensemble de la bande de mer de 15 à 60 km.

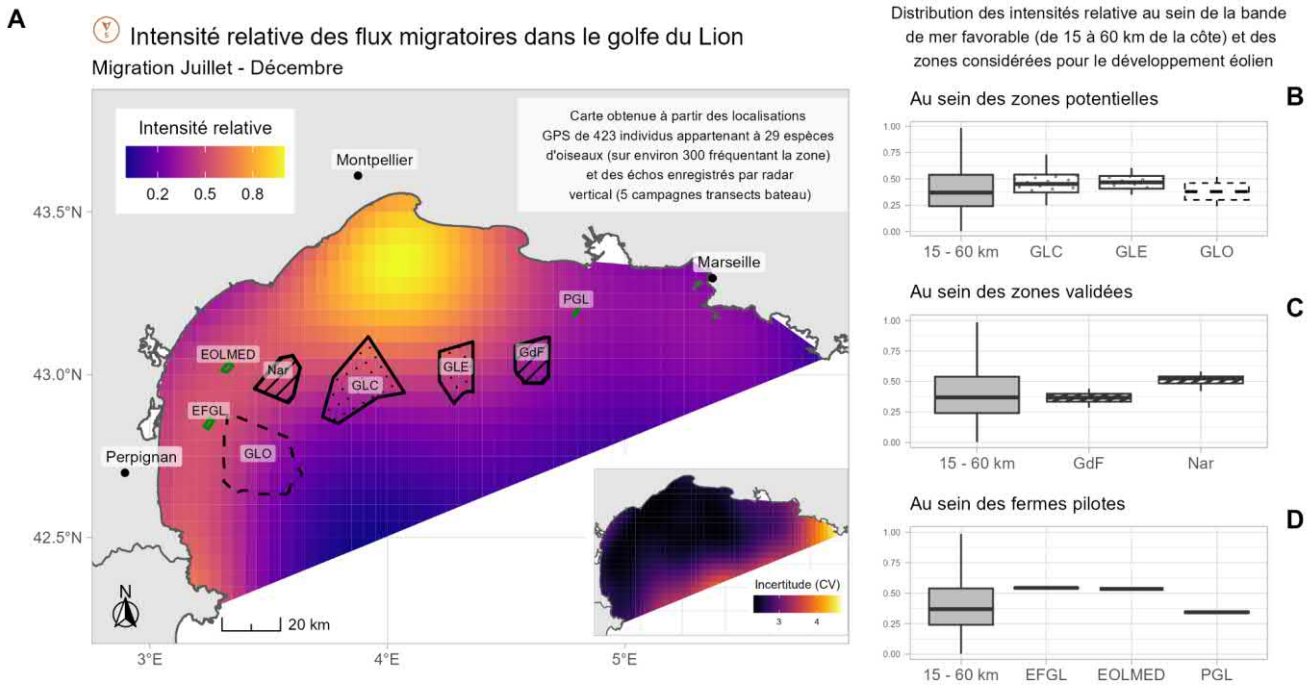


Figure 10 *: Carte représentant l'utilisation relative du golfe du Lion par les oiseaux migrateurs lors de la période Juillet-Décembre (A) obtenue par un modèle additif généralisé (sur les coordonnées X et Y) combinant l'information provenant des localisations des gros oiseaux équipés de GPS (<75g) et des échos enregistrés par radar vertical lors de transects en bateau (pondérés par le MTR moyen de la nuit mesuré par radar ornithologique à la côte). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (coefficient de variation) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine. Les zones en vert correspondent aux fermes pilotes (EFGL = Leucate-Le Barcarès, EOLMED = Gruissan Eolmed, PGL = Faraman-Port-Saint-Louis-du-Rhône). Les surfaces hachurées correspondent aux parcs attribués (Nar = Narbonnaise 1 et GdF = golfe de Fos 1 ; Appel d'Offre AO6) ou mis en concurrence (extensions, Nar 2 et GdF 2 ; Appel d'Offre AO9). Les surfaces avec des points correspondent aux zones prioritaires retenues pour la procédure de mise en concurrence (GLC ; Appel d'Offre AO10) et à l'horizon*

10 ans (GLE). Enfin, la zone délimitée par une ligne pointillée correspond à la zone retenue pour l'horizon 2050 (GLO). Les boxplots à droite de la figure présentent les distributions de l'intensité relative du flux migratoire au sein des fermes pilotes (C), des parcs autorisés ou en projets (B) et des zones prioritaires (A). Un boxplot permet de résumer une distribution à travers cinq valeurs : le minimum et le maximum (bas et haut de la barre verticale), les quantiles à 25% et 75% (haut et bas du rectangle) et la médiane (barre plus épaisse horizontale) qui correspond à la valeur pour laquelle la moitié de de la distribution est inférieure et l'autre moitié supérieure.

Les résultats pour la période prénuptiale de janvier à juin lors de la remontée sud-nord sont beaucoup plus contrastés (**Figure 11**). En effet, au sein de la bande de mer située de 15 à 60 km de la côte (0,19 ± 0,28), les flux d'oiseaux migrateurs passent principalement sur la moitié ouest, et particulièrement proche de la côte. Parmi les zones étudiées, 4 zones présentent une distribution présentant des valeurs d'intensité de flux migratoire significativement plus élevées que celle de la bande de mer de 15 à 60 km, 1 zone présente des valeurs relativement similaires et 3 zones présentent des valeurs significativement plus basses. Les fermes pilotes de Leucate-Le Barcarès EFGL (0,99 ± 0,01) et Gruissan EOLMED (0,95 ± 0,00), la zone de mise en concurrence Narbonnaise (0,76 ± 0,10 ; p<0,05), ainsi que la prioritaire GLO (0,64 ± 0,20 ; p<0,05) présentent des valeurs d'intensité de flux migratoire très supérieures à celles de la bande de mer de 15 à 60 km. La zone prioritaire GLC (0,30 ± 0,09 ; p=0,04) présente des valeurs relativement similaires bien que moins dispersées. Les autres zones, à savoir la ferme pilote Faraman-Port-Saint-Louis-du-Rhône PGL (0,07 ± 0,01), la zone prioritaire GLE (0,10 ± 0,02 ; p<0,05), et la zone en développement golfe de Fos GdF (0,05 ± 0,01 ; p<0,05) présentent des valeurs très inférieures à celles de la bande de mer de 15 à 60 km.

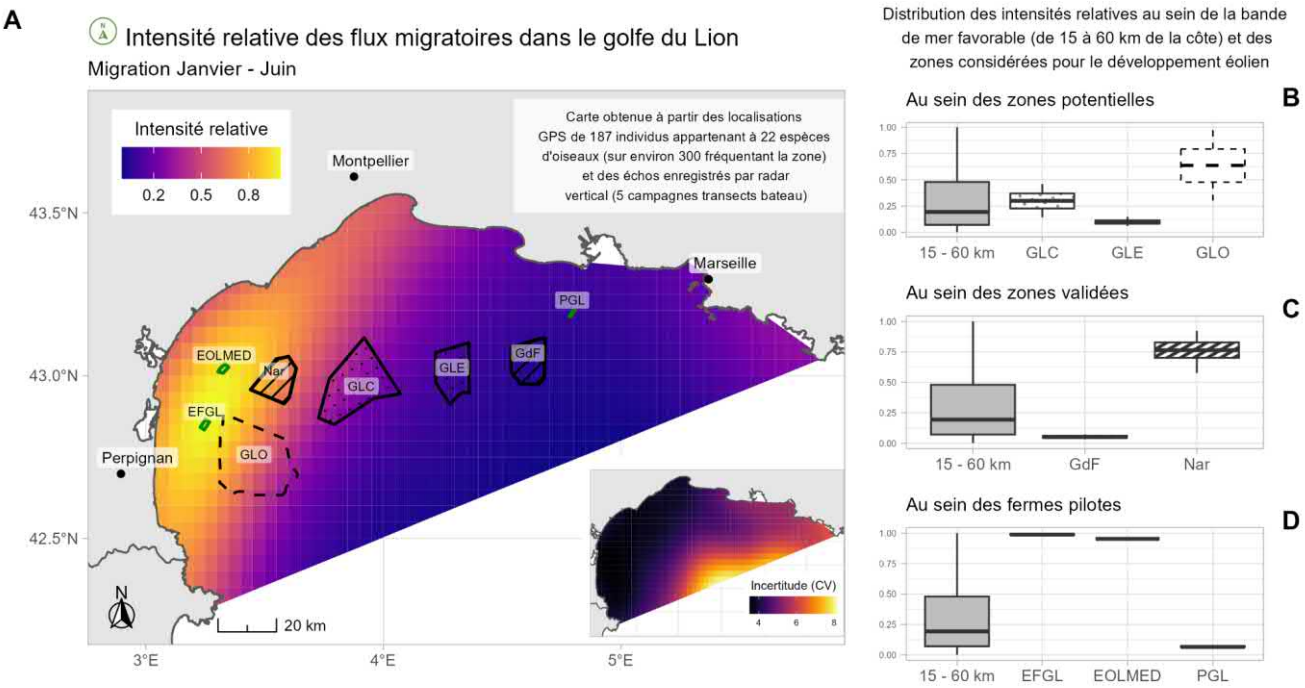


Figure 11 *: Carte représentant l'utilisation relative du golfe du Lion par les oiseaux migrateurs lors de la période Janvier-Juin obtenue par un modèle additif généralisé (sur les coordonnées X et Y) combinant l'information provenant des localisations des gros oiseaux équipés de GPS (<75g) et des échos*

enregistrés par radar vertical lors de transects en bateau (pondéré par le MTR moyen de la nuit mesuré par radar ornithologique à la côte). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (coefficient de variation) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine. Les zones en vert correspondent aux fermes pilotes (EFGL = Leucate-Le Barcarès, EOLMED = Gruissan Eolmed, PGL = Faraman-Port-Saint-Louis-du-Rhône). Les surfaces hachurées correspondent aux parcs attribués (Nar = Narbonnaise 1 et GdF = golfe de Fos 1 ; Appel d'Offre AO6) ou mis en concurrence (extensions, Nar 2 et GdF 2 ; Appel d'Offre AO9). Les surfaces avec des points correspondent aux zones prioritaires retenues pour la procédure de mise en concurrence (GLC ; Appel d'Offre AO10) et à l'horizon 10 ans (GLE). Enfin, la zone délimitée par une ligne pointillée correspond à la zone retenue pour l'horizon 2050 (GLO). Les boxplots à droite de la figure présentent les distributions de l'intensité relative au sein des fermes pilotes (C), des parcs autorisés ou en projets (B) et des zones prioritaires (A). Un boxplot permet de résumer une distribution à travers cinq valeurs : le minimum et le maximum (bas et haut de la barre verticale), les quantiles à 25% et 75% (haut et bas du rectangle) et la médiane (barre plus épaisse horizontale) qui correspond à la valeur pour laquelle la moitié de de la distribution est inférieure et l'autre moitié supérieure.

Ainsi, si l'on croise les résultats obtenus sur l'ensemble de l'année, les 4 zones situées les plus à l'ouest (Les fermes pilotes Leucate-Le Barcarès EFGL et Gruissan EOLMED, la zone prioritaire GLO et la zone de mise en concurrence Narbonnaise) présentent pour les deux saisons des valeurs d'intensité de flux migratoire supérieures à celles de la bande de mer située de 15 à 60 km de la côte.

4.6 Discussion

▶ Nouvelles connaissances acquises concernant la spatialisation des flux migratoires

Les modèles d'intensité migratoire relative développés dans le cadre de MIGRALION permettent de produire des cartes à une résolution relativement fine (mailles de 4 km* 5,5 km, soit 23 km²) à l'échelle du golfe du Lion (15 000 km^2). Ces cartes sont, à notre connaissance, les premières représentant spécifiquement la variation spatiale des flux d'oiseaux migrateurs terrestres en mer à l'aide de combinaisons de différentes sources de données.

Par la mobilisation d'un jeu de données exceptionnel et des méthodes d'analyses innovantes, notre étude a permis de confirmer certains patrons identifiés dans des études antérieures, et d'affiner les zones préférentielles de passage en migration décrites dans les études précédentes concernant les migrateurs terrestres passant par le golfe du Lion (Guilherme, 2022 ; Programme Migraction; étude du Cerema). Nos résultats soulignent des différences marquées entre saisons dans les routes migratoires empruntées. Lors de la migration postnuptiale, pour rejoindre les quartiers d'hivernage au sud, une majorité des oiseaux semble suivre une bande de mer situées entre 0 et 50 km de la côte, et plus particulièrement sur la moitié Ouest du golfe du Lion. Dans cette zone, on voit notamment se dessiner un axe assez large partant du delta de Camargue et longeant la côte jusqu'à la frontière espagnole dans cette bande de 0 à 50 km. Les zones de passages plein sud en mer en direction de l'Afrique et vers l'est pour rejoindre les îles Sardaigne et Corse ressortent également, mais avec une intensité plus faible. Lors de la remontée vers les zones de reproduction durant la première moitié de l'année, le patron général présente des similitudes avec celui estimé pour la migration postnuptiale, néanmoins le flux est encore plus côtier et plus concentré sur la partie Ouest du golfe du Lion.

Les résultats confirment deux aspects de la migration dans le golfe du Lion qui étaient partiellement observés ou attendus de par l'historique du suivi de la migration diurne dans cette région. D'une part, les sites de suivi de la migration diurne à travers un comptage visuel direct enregistrent les flux les plus importants sur la façade Ouest du golfe du Lion (trektellen.org, migraction.net), traduisant un nombre plus importants de migrateurs dans ce secteur du golfe du Lion (Bon et al., 2021; Deyna & Champagnon, 2021). Les résultats indiquant un flux plus important à l'Ouest du golfe du Lion sont donc cohérents avec ce qui est observé à terre depuis plusieurs décennies. D'autre part, l'intensité du flux migratoire qui diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la côte est aussi cohérent avec ce qui était partiellement observé depuis le site de suivi de la migration diurne sur le site de Leucate dans les premiers kilomètres de mer (Roques & Caucal, 2020).

À plus large échelle, ces résultats sont aussi cohérents avec ce qui peut être par exemple observé dans le golfe du Mexique, avec des oiseaux arrivant le long de tout le golfe, mais avec des effectifs plus importants le long des côtes arrivant du Mexique (Horton et al., 2019), ou à une échelle plus réduite le long des côtes allemandes et hollandaises de la mer du Nord, où la majorité des oiseaux longent la côte même si une proportion non négligeable coupe par la mer également (Brust & Hüppop, 2022). Il est généralement observé que la densité d'oiseaux migrateurs diminue progressivement lorsque l'on s'éloigne de la côte (Brust & Hüppop, 2022; T. C. Williams & Williams, 1990). Ces résultats suggèrent donc que l'ensemble de la bande de mer favorable au développement éolien (de 15 à 60 km) est utilisé par les migrateurs terrestres, et qu'au sein de cette bande, l'intensité est d'autant plus forte que l'on est proche de la côte. Les flux de printemps se concentrant principalement sur la partie ouest, les zones envisagées pour le développement éolien se situant à l'ouest de Montpellier présentent en moyenne une intensité relative beaucoup plus élevée que celle de l'ensemble de la bande de mer de 15 à 60 km.

4.7 Limites et perspectives

En ce qui concerne les améliorations méthodologiques, une première piste identifiée serait d'utiliser une distribution négative-binomiale à la place de la distribution de Poisson pour gérer la sur-dispersion des comptages radars par cellules. Néanmoins, la sensibilité des modèles intégrés à l'utilisation de cette loi reste peu étudiée, en particulier dans le cas des RSF (Stoklosa et al., 2022). Une seconde piste serait de conduire une étude approfondie de la sensibilité des estimations du modèle aux poids relatifs des deux jeux de données, mais, de nouveau, la littérature sur le sujet dans le cadre des modèles intégrés est encore assez restreinte et ne propose pas de solutions générique pour gérer des déséquilibre de nombre de données/poids (Fletcher et al., 2019).

▶ Limites et défis de l'acquisition de données spatiales sur la migration

Acquérir des données qui fournissent une information spatiale précise à large échelle du phénomène de migration n'est pas trivial, et chaque technologie présente des contraintes. A l'heure actuelle, la plupart des études abordent ces questions à des échelles spatiales relativement larges et/ou au moyen de technologies ponctuelles spatialement (Bruderer & Peter, 2022; Meehan et al., 2022). Dans leur étude, Meehan et collaborateurs utilisent un modèle intégré qui consiste à combiner des données sur les déplacements saisonniers des individus avec des modèles de distribution des espèces dynamiques dans le temps pour décrire les schémas spatiaux à l'échelle continentale des déplacements de migrateurs sur le continent américain. Dans cette approche, les suivis ayant lieu de façon ponctuelle dans l'espace, comme par exemple les comptages visuels à la côte, les relectures de bagues, les radars

ornithologiques à la côte ou les suivis opportunistes sont combinées pour fournir une vue d'ensemble du phénomène. Cependant, à l'échelle de zone comme le golfe du Lion, ces suivis de types ponctuels n'apportent que peu d'information spatiale et ne permettent pas une résolution suffisamment fine pour répondre à des enjeux d'aménagements.

La configuration en arc du golfe du Lion constitue vraisemblablement un déterminant géographique influençant l'orientation des trajectoires migratoires, notamment postnuptiales. Les individus amorçant leur déplacement depuis les secteurs occidentaux du golfe semblent susceptibles de suivre des routes côtières en direction du sud-ouest, gardant en visuel le littoral vers la péninsule Ibérique. À l'inverse, les départs depuis la frange orientale tendraient à favoriser une orientation plus maritime, en direction des systèmes insulaires de Corse et de Sardaigne. Les individus partant depuis la Camargue sont plus à même de suivre des itinéraires diagonaux en direction de la côte espagnole et des traversées directes en mer ouverte. La représentation limitée d'individus provenant de régions plus septentrionales de France ou d'Europe continentale constitue dans ce cadre un biais structurel de l'échantillon, limitant l'analyse des comportements migratoires en phase d'escale ou de traversée. Ces individus, non nicheurs dans la zone d'étude, pourraient présenter des stratégies de navigation différentes des nicheurs proches de la côte, potentiellement conditionnées par des impératifs énergétiques ou temporels spécifiques, qui demeurent non quantifiables à ce stade (Hedh & Hedenström, 2023).

Dans cette perspective, diversifier les espèces suivies, augmenter les effectifs pour les espèces sous-représentées, et élargir les zones de capture à l'échelle méso- et macro-régionale permettraient d'affiner encore la compréhension et la modélisation des flux migratoires obtenus dans le golfe. Cela plaide en faveur de la mise en place d'une base de données publique et partagée, afin de maximiser la complémentarité et la portée des différents programmes de suivi (Guilherme et al., 2024) mais aussi de poursuivre l'équipement télémétrique d'individus en ajustant la stratégie d'échantillonnage.

▶ La représentativité du phénomène biologique étudié dans les données utilisées

Le modèle intégré utilisé dans nos analyses est très flexible, néanmoins son application reste limitée principalement par les tailles d'échantillons (quantité de données) et la représentativité du phénomène biologique étudié des données en entrée.

Une première analyse complémentaire à celle de ce rapport, présentée en **Annexe 3**, qui portait sur la spatialisation des flux migratoires postnuptiaux en deux sous-périodes (avant et après la date médiane du 20 septembre) suggère de légères différences de zones préférentielles de passage migratoire selon la sous-période. Bien que le modèle soit flexible et puisse facilement être ajusté pour obtenir ces flux en 3 dimensions (longitude, latitude et temps), la quantité de données en entrée reste pour le moment insuffisante pour obtenir des résultats fiables. Il n'est à ce jour pas possible de distinguer si les patrons spatiaux observés résultent d'une réelle différence entre périodes, de différences météorologiques interannuelles ou s'ils sont le résultat d'un biais lié à la composition en espèces de notre échantillon, composition qui varie au cours des périodes. A noter que 95% des données utilisées dans notre analyse ont été récoltées entre 2021 et 2024, années durant lesquelles les conditions météorologiques rencontrées durant les différentes saisons de migration ont été variées.

Nous avons réalisé une seconde analyse complémentaire, présentée en **Annexe 3**, qui portait cette fois sur l'influence potentielle du lieu d'équipement des individus sur le patron spatial d'intensité

migratoire. Dans cette analyse, tandis que l'intercept (le flux moyen) est commun, les variations spatiales des flux migratoires sont estimées pour trois sous-échantillons de données. Ces groupes ont été constitués en fonction de la longitude d'équipement des oiseaux autour du golfe du Lion. La comparaison des cartes de flux migratoires obtenus pour les trois groupes montre des patrons légèrement différents, mais à noter, là encore, que ces résultats sont à considérer avec beaucoup de précautions car les échantillons restent encore limités en taille et sont très déséquilibrés dans leur composition en espèces. Le groupe composé des oiseaux équipés à l'ouest de Montpellier est fortement sous-représenté dans notre échantillon, de plus, les oiseaux équipés dans cette zone appartiennent principalement à la catégorie des oiseaux terrestres. Du fait de la forme du golfe du Lion, on peut s'attendre à ce que les oiseaux équipés dans cette zone aient plus tendance que la moyenne à longer la côte en direction du sud, que d'effectuer des déplacements Ouest-Est pour partir en mer. Concernant la zone située entre Montpellier et Avignon, les tailles d'échantillons sont plus importantes, mais deux espèces prédominent (spatules blanches *Platalea leucorodia* et oedicnèmes criards *Burhinus oedicnemus*). À l'est d'Avignon le nombre de localisations est intermédiaire et la répartition en espèces relativement équilibrée. A noter que cette comparaison portait sur la longitude du lieu de départ, pour des individus équipés localement autour du golfe du Lion, il sera intéressant, lorsque le nombre d'individus équipés sera suffisant, d'également considérer la latitude du lieu de départ. En effet, il est très probable que les comportements de traversés soient différents pour les oiseaux locaux qui se reproduisent dans la zone de ceux des oiseaux en halte migratoire qui ne font que traverser la zone et arrivent de plus au nord en France ou en Europe.

Ces deux études préliminaires sur la base des données disponibles soulignent que notre échantillon d'individus suivis par télémétrie GPS, bien qu'il soit impressionnant en comparaison de l'existant avant le programme MIGRALION, reste encore limité dans sa représentativité biologique, temporelle et spatiale, en particulier pour la période prénuptiale. De plus, de nombreuses études ont montré des différences de comportement migratoires, calendrier et routes migratoires empruntées, entre individus d'une même espèce mais d'âges, de sexe ou de statut reproducteur différents. Par exemple, une étude portant sur des barges à queue noire a mis en évidence que les juvéniles partent plus tard que les adultes, effectuent bien plus souvent un vol direct vers l'Afrique de l'Ouest, traversant Méditerranée et Sahara sans escale, et empruntent des trajectoires inédites en dehors du couloir habituel des adultes (Verhoeven et al., 2022). Ces conclusions soulignent l'importance de mettre à jour ces analyses au fur et à mesure que des données de suivis télémétriques seront récoltées afin de diminuer les biais liés à l'échantillonnage pour tenter d'affiner nos connaissances des patrons spatiaux d'intensité migratoires.

Concernant les échos captés par radar vertical en mer, l'évaluation de la représentativité biologique est complexe, car l'on connaît mal l'évolution de la détection au sein du faisceau. De plus, le radar présente des zones aveugles dans les strates les plus basses (en dessous de 50 mètres). Cette détection est corrélée à la taille de la cible, mais n'est pas uniforme au sein du faisceau radar. Par ailleurs, le bateau se déplaçait en continu pendant plusieurs jours le long des transects prédéfinis, ainsi pour chaque campagne, environ la moitié des cellules ont été échantillonnées de jour (ces données ne sont pas incluses dans les analyses de cette partie), aboutissant à un nombre de réplicats spatiaux (passages par cellule) très réduit (**voir Figure 6**). La pondération du nombre d'échos par le MTR moyen estimé à la Palissade par radar ornithologique BirdScan permet de s'affranchir en partie des différences fortes de flux migratoires entre dates. Néanmoins, il ne prend pas en compte les différences entre les heures

de passage, alors que l'on peut s'attendre à ce que le flux en mer pendant la période postnuptiale soit plus important en début de nuit qu'au milieu de la nuit, suite au départ des oiseaux migrateurs en halte migratoire proche de la côte. De nouveau, le nombre de réplicats spatiaux de nos échantillons ne permet pas de réaliser un modèle considérant ces trois dimensions en interactions (longitude, latitude, heure).

▶ Flux migratoires des oiseaux de petite taille dans le golfe du Lion

Les contraintes techniques actuelles des modèles de balises GPS utilisés limitent le déploiement aux espèces de taille moyenne à grande, excluant ainsi les oiseaux de petite taille (<75 g), qui représentent pourtant la majeure partie des effectifs d'oiseaux migrateurs. Si le suivi individuel avec des enregistreurs utilisant des capteurs de lumière, d'activités et de pression (GLS, voir **Lot 3**), permet d'obtenir des informations précises concernant l'altitude et les dates de migrations d'oiseaux de petite taille, la précision concernant les longitudes et latitudes des oiseaux en déplacements n'est pas suffisante avec cette technologie pour travailler sur la spatialisation des flux. Ces dispositifs fournissent des informations sur la localisation des individus lors des haltes migratoires et ne permettent donc pas de renseigner sur la localisation des oiseaux durant un trajet au-dessus du golfe du Lion. Les oiseaux de petite taille ne sont ainsi pas représentés dans les données de suivi individuel qui sont utilisées dans ce compartiment de notre modèle intégré. Ceci aboutit, de manière globale, à une forte sous-représentation des oiseaux de petites tailles dans nos résultats concernant l'organisation spatiale des flux d'oiseaux migrateurs au sein du golfe du Lion. Le développement récent de nouvelles technologies telles que les Pathtrack picoFix ® de 0,75g permettraient d'abaisser fortement le poids minimal d'un oiseau équipé (de 75g à environ 30g). Ceci permettrait d'augmenter la représentativité des oiseaux de petite taille dans notre jeu de données. Ces dispositifs GPS ont déjà été utilisés en Europe et permettent ainsi d'ouvrir de nouvelles perspectives sur l'écologie spatiale des petites espèces d'oiseaux (Cerveira et al., 2025; Kirby et al., 2025; Pradervand et al., 2025; Roda et al., 2025). De manière similaire aux GLS, ces dispositifs GPS très légers nécessitent la plupart du temps une recapture des individus pour récupérer les données de suivi individuel mais, contrairement à la technologie utilisée dans le Lot 3, la précision associée aux localisations (environ 20 m pour ces GPS) permettraient d'identifier les trajectoires migratoires de ces petits oiseaux dans le golfe du Lion et pas seulement les hauteurs de vol. Dans notre modèle de spatialisation des flux migratoires, ces oiseaux de petite taille sont néanmoins vraisemblablement présents dans les échos enregistrés par radar vertical lors des transects en mer. Cependant l'interprétation des données issues de ces radars présentent des limites, car l'on connaît mal l'évolution de la détection au sein du faisceau et que le radar présente des zones aveugles dans les strates les plus basses (en dessous de 50 mètres). Cet aspect est d'autant plus problématique pour les espèces de petite taille car leur détection est plus limitée (détectés par BirdScan jusqu'à 800-1000 mètres) que celle des gros oiseaux. Des études ont notamment montré que ces radars tendent à sous-estimer le MTR en comparaison des suivis par BirdScan (en particulier en dessous de 300 mètres), notamment car la détection est considérée constante et équivalente entre gros et petits oiseaux (Nilsson et al., 2018). Les données récoltées par radar en mer étant très onéreuses, il apparaît comme primordial d'approfondir nos connaissances concernant la détection au sein du faisceau pour mieux connaître la représentativité de ces données.

Une perspective prometteuse pour améliorer la spatialisation des flux migratoires réside dans l'intégration, au sein du modèle, des données issues des radars météorologiques de Météo-France

(voir projet SEMAFOR 2022-2025), à l'instar des approches déjà mises en œuvre en Amérique du Nord et en Europe du Nord (Adams et al., 2025; Desmet et al., 2025; Horton et al., 2019; Kranstauber et al., 2020; Van Doren & Horton, 2018). Ces radars présentent l'avantage de couvrir de vastes étendues géographiques, offrant ainsi une vision à large échelle des mouvements aériens, y compris des petits oiseaux (Lippert et al., 2025; Roy et al., 2025). Leurs principaux inconvénients, à ce jour, résident dans l'absence d'information taxonomique sur les cibles détectées, la nécessité d'avoir un nombre important d'oiseaux traversant le faisceau radar pour renvoyer du signal (décroissant en fonction de la distance au radar), l'absence de spatialisation des données de détection (actuellement en développement) ainsi qu'un manque de quantification de la variation de la détection au sein du volume balayé par le faisceau radar permettant d'intégrer cette information dans un modèle. Ces différents aspects nécessitent des développements méthodologiques afin que ce type de données puissent nous renseigner sur la distribution spatiale des flux migratoires de manière non biaisée. Dans le contexte spécifique du golfe du Lion, les stations radar de Nîmes et d'Opoul pourraient constituer des sources de données pertinentes, si les limites précédemment énoncées parviennent à être traitées dans les prochaines années.

Parmi les technologies qui apportent de l'information spatiale ponctuelle (localisée), mais qui déployées largement pourraient renseigner sur les passages à proximité des parcs éoliens par les individus, le système de radio-télémétrie automatisé Motus mérite d'être mentionné (Mitchell et al., 2024; Taylor et al., 2017). Les animaux sont équipés de petits émetteurs radio à code unique, qui peuvent être détectés par des stations Motus (composées de plusieurs antennes radios réceptrices), stratégiquement placées et cela jusqu'à 10-15 km de distance lorsqu'ils sont en vol dans des conditions optimales. Les émetteurs étant miniaturisés (entre 0,2g et 2,6 g), ils peuvent être utilisés pour suivre des oiseaux de petites tailles (ainsi que les chiroptères, et certaines espèces de grands insectes) qui ne peuvent pas être équipés de GPS (ou pour lesquels les micro-GPS déployables ont une durée de vie très limitée, et nécessitent une recapture). Cette technologie a l'avantage de ne pas nécessiter de recapture des animaux pour récupérer les données : les données de détection obtenues par chaque station sont automatiquement transmises au système Motus, prétraitées, et sont aussitôt disponibles en ligne (*cf*. leur site web qui permet une visualisation libre d'accès des stations, déploiements, et des données acquises). Cela permet une surveillance efficace de diverses espèces, indépendamment de leur fidélité au site, ce qui est adapté au suivi des migrateurs. Cette approche est utilisée dans plusieurs études, qui utilisent les données récoltées par des antennes placées sur des îles, des phares, des plateformes offshores ou des bouées instrumentées. Dans le cas où l'individu n'est capté que par une seule antenne, la localisation correspond à celle de la station, en revanche, lorsque le réseau d'antennes est dense et l'individu est capté par plusieurs antennes, une localisation plus précise est possible par triangulation (*cf*. étude de la pipistrelle de Nathusius, Lagerveld et al., 2024). Bien qu'attrayante, l'utilisation de cette technologie pour aborder les questions de flux migratoires reste limitée par la faible précision spatiale sans triangulation, le fort investissement en capture d'oiseaux et en installation d'antennes au niveau des îles, le long des côtes et au cœur des parcs éoliens en mers en construction.

5. Hauteurs de vol des migrateurs terrestres

Dans cette partie, nous avons construit différents modèles pour étudier la distribution des hauteurs de vol des migrateurs terrestres. Les analyses présentées ici portent uniquement sur les oiseaux de grande taille, car l'approche de modélisation utilisée ici n'est pas bien adaptée pour les données concernant les oiseaux de petite taille du fait des contraintes associées aux différentes sources de données (pour plus de détails et analyses exploratoires sur ce sujet se référer à l'**Annexe 5**.

Concernant les oiseaux de grande taille, nous avons construit un premier modèle en utilisant uniquement les altitudes mesurées par télémétrie GPS, pour tirer profit de l'information spatiale et biologique (espèce/individu) qu'elles contiennent. Ce modèle nous a permis d'explorer comment les hauteurs de vol varient entre groupes d'espèces, et comment la distribution évolue en fonction de la distance à la côte. Ensuite, nous avons construit un second modèle en n'utilisant cette fois-ci que les altitudes des échos enregistrés par radar ornithologique à la côte (BirdScan). Enfin, nous avons intégré l'information contenu dans ces deux sources de données au travers d'un modèle intégré.

5.1 Données mobilisées et modèles employés

- Données mobilisées

Pour la modélisation des hauteurs du vol au-dessus du golfe du Lion nous avons mobilisé les données de télémétrie GPS récoltées dans MIGRALION ainsi que celles récupérées auprès d'autres programmes (**Figure 5**), que nous avons combiné avec les données issues des radars ornithologiques Birdscan installés à la côte dans le cadre du Lot 5 de MIGRALION (**Figure 6**).

Concernant les données Birdscan à la côte, nous n'avons conservé que les données comprises en période de migration, à savoir du 14 février au 30 mai pour la période prénuptiale et du 20 juillet au 21 novembre pour la période postnuptiale. Ces dates ont été choisies en fonction des dates d'installation des radars mobiles, en prenant les dates les plus précoces et tardives des différentes années. Les échos captés ont également été pondérées par le mtr_facteur.

Afin d'éviter que l'un des jeux de données n'écrase l'information de l'autre dans le modèle intégré, nous avons échantillonné aléatoirement autant d'échos radars que le nombre de localisations GPS disponibles (1158 localisations pour la migration prénuptiale et 3947 en période postnuptiale).

Les altitudes d'échos enregistrés par radars verticaux en mer obtenus dans le **Lot 4** n'ont pas été incluses dans ces modèles intégrés, car nous manquons de connaissances sur l'évolution de la détection au sein du faisceau. Par ailleurs, bien que les altitudes de vol soient mesurées assez précisément par les GLS (**voir Annexe 5**), l'incertitude concernant la latitude et la longitude associée à cette technologie ne permet pas d'identifier avec précision les localisations qui sont effectivement situées au-dessus du golfe du Lion mais uniquement à l'échelle de la mer méditerranée à partir des sites de haltes migratoires (voir **Lot 3**, Phillips et al., 2004). Ces données n'ont donc pas été utilisées dans les analyses intégrées de hauteur de vol.

- Modélisation de la hauteur de vol en fonction de la distance à la côte par groupe d'espèces à partir des trajets migratoires mesurés par GPS

Dans cette partie, nous nous sommes concentrés sur les localisations obtenues par suivis individuels télémétriques, pour pouvoir explorer comment les distributions de hauteurs de vol évoluent en

fonction de la distance à la côte, et déterminer si ce patron est variable selon le groupe d'espèces considéré.

Afin de prendre en compte les erreurs associées à la mesure des hauteurs de vol par GPS, nous avons adopté une approche de modélisation hiérarchique, conformément aux recommandations de Ross-Smith et al. (2016). Cette approche permet de dissocier un processus d'observation, qui rend compte de l'amplitude des incertitudes de mesure des altitudes, d'un processus latent, représentant la distribution réelle des altitudes de vol. Ce type de modèle permet ainsi d'obtenir une distribution des altitudes de vol corrigée des biais de mesures des GPS.

Nous avons supposé que la distribution réelle des hauteurs de vol suive une loi log-normale (Johnston et al., 2014 ; Ross-Smith et al., 2016). Le modèle intègre un effet aléatoire au niveau du clade (groupe d'espèces présentant des écologies proches, voir **Figure 5**), à la fois sur la moyenne et la variance de cette distribution, ainsi que sur le coefficient du modèle linéaire décrivant l'effet de la distance à la côte. Cet effet aléatoire permet de capturer d'éventuelles variations entre clades dans la relation entre la hauteur de vol et la distance à la côte. Le modèle utilisé pour décrire la distribution des hauteurs de vol s'écrit comme suit :

Modèle pour le processus d'observation :

$$Hgps_i \sim N(H_i,\ \sigma^2_{mesure})$$

Modèle pour le processus latent décrivant l'altitude réelle :

$$H_i \sim lognormal\ (\mu_i,\ \sigma^2_{alt})$$

$$log(\mu_i) = \gamma_{0(i)} + \gamma_{1(i)} * distance_i$$

$$\gamma_{0(i)} \sim N(\mu_0,\ \sigma_0^2)$$

$$\gamma_{1(i)} \sim N(\mu_1,\ \sigma_1^2)$$

$$\sigma^2_{alt} \sim N(\mu_\sigma,\ \sigma_\sigma^2)$$

avec $Hgps_i$ les hauteurs de vol mesurées par GPS et H_i les hauteurs de vol réelles correspondant à l'observation *i*, avec une variance d'erreur de mesure associée notée σ^2_{mesure}. On considère que les hauteurs de vol réelles suivent une distribution Log-normale de moyenne μ_i et de variance moyenne μ_σ. La moyenne du logarithme de la hauteur de vol réelle est définie comme une combinaison linéaire dépendant de la distance à la côte notée $distance_i$. Cette relation est spécifique à chaque clade : la hauteur moyenne de vol est caractérisée par un intercept aléatoire par clade $\gamma_{0(i)}$ et un coefficient par clade $\gamma_{1(i)}$pour le prédicteur de l'effet de la distance à la côte. La hauteur de vol moyenne par clade $\gamma_{0(i)}$ suit une loi normale centrée sur une hauteur moyenne globale μ_0 avec une variance de hauteur moyenne de σ_0^2. La variance des hauteurs de vol dans chaque clade suit également une loi normale, centrée sur une variance moyenne globale μ_σ avec une variance de cette variance notée σ_σ^2. Enfin, les coefficients $\gamma_{1(i)}$décrivant l'effet de la distance à la côte sur la hauteur de vol pour chaque clade, suivent une loi normale centrée sur un effet moyen global μ_1, avec une variance σ_1^2.

- Modélisation de la hauteur de vol des gros oiseaux à partir des échos enregistrés par radar à la côte Birdscan

Le modèle de distribution des hauteurs de vol construit à partir d'échos radar correspondant aux grands oiseaux (catégories « gros oiseaux » et « limicoles ») détectés depuis la côte repose sur l'hypothèse que ces échos suivent une distribution Log-normale tronquée entre 50 et 1500m. Le radar est aveugle en dessous de 50 mètres car le faisceau est trop fin et de nombreux obstacles gênent la propagation des rayons. La limite haute de détection d'un radar BirdScan réglé en mode "short pulse" est de 1500 mètres, car au-delà l'intensité des rayons est trop faible.

$$H_i \sim lognormal\ (\mu_i\ ,\ \sigma^2_{alt}\ )$$

$$Hradar_i \sim lognormal\ (\mu_i\ ,\ \sigma^2_{alt}\ )$$ tronquée pour l'interval [50,1500]

avec H_i les hauteurs de vol réelles pour l'observation i. $Hradar_i$ correspond aux altitudes enregistrées par radar. La hauteur de vol suit une distribution Log-normale de moyenne μ_i et de variance σ^2_{alt}.

- Modélisation intégrée de la hauteur de vol des gros oiseaux à partir des trajets migratoires télémétriques et des échos enregistrés par radar à la côte Birdscan

Le modèle intégré des hauteurs de vol, construit à partir des données télémétriques et des échos radar associés aux grands oiseaux (catégories « gros oiseaux » et "limicoles") détectés depuis la côte, combine les deux formulations précédemment décrites. Il repose sur l'hypothèse d'une distribution commune des hauteurs de vol pour l'ensemble des sources de données, c'est à dire aussi bien à la côte qu'en mer (**Figure 1)**.

Modèle pour le processus d'observation associé aux données l GPS :

$$Hgps_i \sim N(\ H_i\ ,\ \sigma^2_{mesure}\ )$$

Modèle pour le processus latent décrivant l'altitude réelle

$$H_i \sim lognormal\ (\mu_i\ ,\ \sigma^2_{alt}\ )$$

$$Hradar_i \sim lognormal\ (\mu_i\ ,\ \sigma^2_{alt}\ )$$ tronquée pour l'interval [50,1500]

avec $Hgps_i$ les hauteurs de vol mesurées par gps et H_i les hauteurs de vol réelles pour l'observation i, et σ^2_{mesure} la variance de l'erreur de mesure associée. $Hradar_i$ correspond aux altitudes enregistrées par radar. La hauteur de vol suit une distribution Log-normale de moyenne μ_i et de variance σ^2_{alt}. De nouveau, la distribution des échos captés par radar est tronquée entre 50 et 1500m.

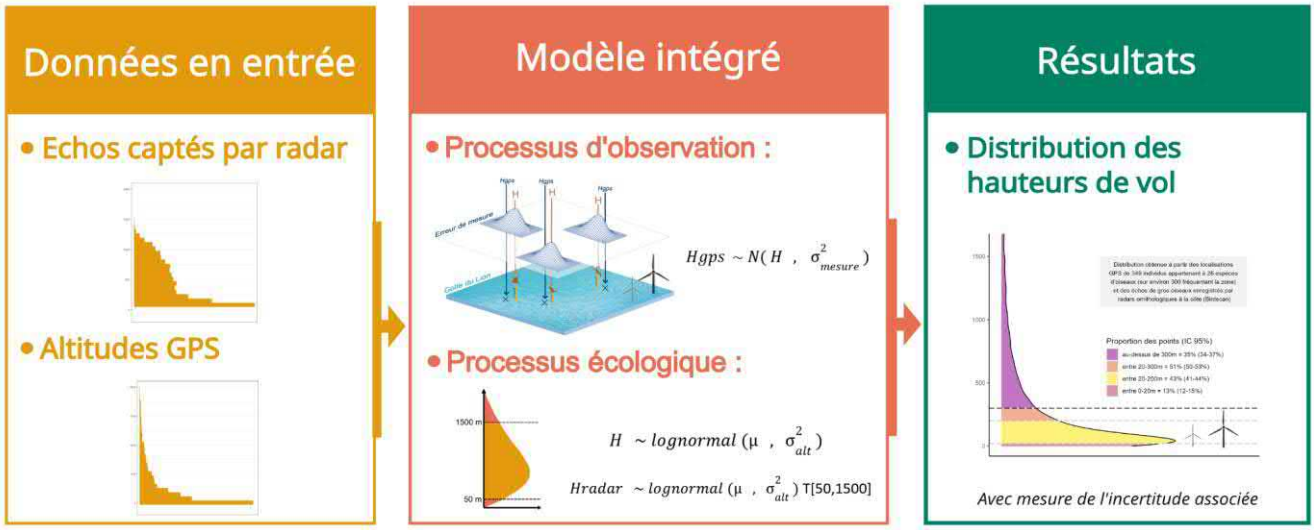


Figure 1 *: Représentation schématique du concept de modélisation intégrée de la distribution des hauteurs de vol des oiseaux migrateurs terrestres au-dessus du golfe du Lion. Premièrement, les informations relatives aux altitudes sont échantillonnées dans l'espace géographique d'étude. Deuxièmement, un modèle statistique (ici, un modèle hiérarchique permettant de prendre en compte les erreurs de mesure par GPS) est utilisé pour estimer la distribution des hauteurs de vol. Ce modèle statistique, basé sur un modèle à espace d'état, repose dans le processus écologique sur les paramètres de la distribution commune, considérée réelle, des hauteurs de vol (moyenne et variance). Les hauteurs de vol enregistrées par radar sont contraintes à suivre la distribution log-normale commune tronquée pour les altitudes échantillonnées (50-1500 mètres).*

Enfin, la distribution des hauteurs de vol prédites par le modèle sont représentées à droite, accompagnée d'une mesure d'incertitude (intervalle de crédibilité à 95%) pour chaque strate d'altitude d'intérêt. Le découpage de la distribution en strates d'intérêt est construit pour s'intéresser aux risques vis-à -vis des futurs parcs éoliens dans le golfe du Lion.

▶ Estimation du temps de vol passé à une hauteur présentant un risque de collision

À partir des valeurs des paramètres estimées à chaque itération de la chaîne MCMC, nous avons reconstruit la distribution de la proportion des hauteurs de vol prédites comprise entre la mer et le bas des pales (0 - 20 mètres), celle comprises dans la zone de hauteur de pales (entre 20 et 200 m ou 300 m d'altitude, hauteurs actuelles et prévues des pales) et celle située au-dessus du seuil de 300 mètres d'altitude (Bradarić et al., 2024; Hüppop et al., 2006; Schneider et al., 2024). Dans la section des résultats, nous présentons la médiane de cette distribution pour chacune des deux altitudes seuils (200 et 300m), accompagnée d'un intervalle de crédibilité à 95 %, reflétant l'incertitude associée à ces médianes. Ces seuils altitudinaux correspondent aux hauteurs actuelles et projetées dans le futur des pales d'éoliennes.

▶ Ajustement des modèles de hauteur de vol et vérification de la convergence

Toutes les analyses ont été réalisées avec Nimble (de Valpine et al., 2017) à partir du logiciel R (R Core Team, 2024). L'ensemble des modèles développés dans cette étude a été validé à l'aide de critères standards d'évaluation de la convergence. Les chaînes de Markov présentaient une bonne exploration de l'espace des paramètres, avec un bon mélange entre chaînes et une convergence satisfaisante pour

tous les paramètres estimés. Les diagnostics de convergence, notamment les valeurs de $\hat{R}$ (Vehtari et al., 2021), étaient inférieurs à 1.1 pour l'ensemble des paramètres, confirmant la stabilité des estimations. Les codes associés aux différentes analyses sont disponibles sur {https://github.com/MIGRALION/MIGRALION.git}

5.2 Résultats : hauteurs de vol par groupe d'espèces en fonction de la distance à la côte à partir des trajets migratoires mesurés par GPS

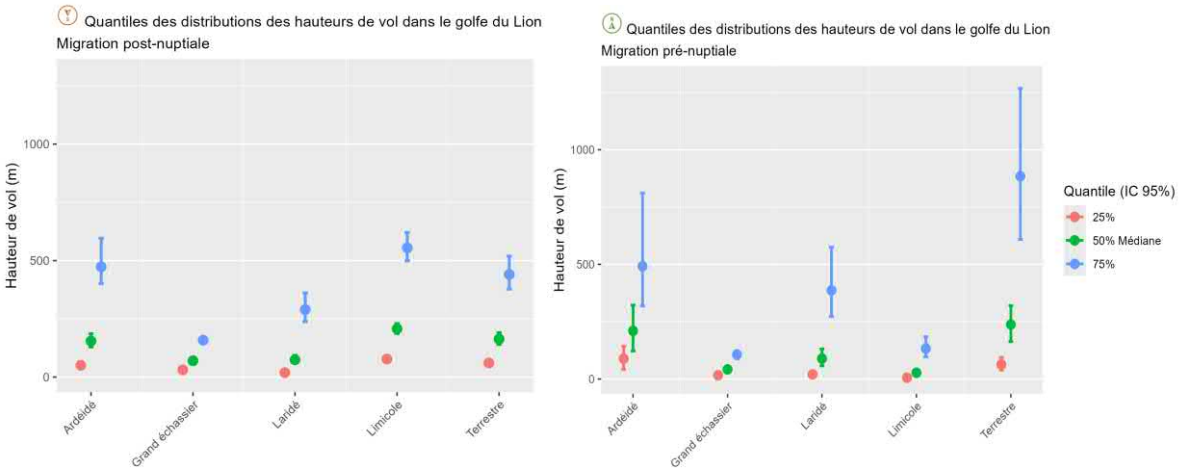


***Figure 2** : Comparaison des hauteurs de vol au-dessus du golfe du Lion par groupe d'espèces étudiées (voir les espèces appartenant aux groupes dans la **Figure 5**), lors de la migration postnuptiale à gauche, et prénuptiale à droite. Les distributions des hauteurs de vols sont résumées par leurs quantiles à 25%, 50% et 75%, les barres d'erreurs associées correspondent aux intervalles de crédibilité de ces quantiles. Le quantile à 25% est la valeur en dessous de laquelle se situent 25 % des hauteurs de vol estimées et au-dessus de laquelle se situent 75 % des hauteurs de vol estimées. Le quantile à 50% correspond à la médiane de la distribution, avec donc autant de valeurs au-dessus et en dessous.*

Nos résultats montrent une hétérogénéité assez forte des hauteurs de vol estimées selon les groupes d'espèces et la période de migration (**Figure 2**). Les distributions de hauteurs de vol par groupe d'espèces et par période de migration sont fournies en **Annexe 4**. Les incertitudes associées aux estimations sont plus fortes pour les résultats de la migration prénuptiale, car les tailles d'échantillons sont plus petites qu'en période postnuptiale.

Le groupe des grands échassiers vole bas quel que soit la période de migration, avec 50% de la distribution des hauteurs de vol (du quantile 25% à 75%) comprise entre 31 [Intervalle de Crédibilité à 95%, IC 95% 28-35] mètres et 158 [146-171] mètres d'altitude en migration postnuptiale et entre 17 [13-21] mètres et 107 [89-123] mètres d'altitude en période prénuptiale.

Les laridés présentent des hauteurs de vol médianes basses (prénuptiale = 89 [57-131] mètres, postnuptiale = 74 [61-93] mètres), proches de celles des grands échassiers. Cependant, la dispersion autour de cette médiane est plus grande, en particulier lors de la migration prénuptiale (Q75% 387 [272-575] mètres), c'est-à-dire qu'ils utilisent une plus grande gamme d'altitudes lors de leurs vols.

Le groupe des ardéidés présente une distribution également comparable entre période mais à des hauteurs de vol intermédiaires, la hauteur de vol médiane est de 154 [129-189] mètres en migration postnuptiale et de 210 [122-322] mètres d'altitude en période prénuptiale.

La distribution des hauteurs de vols des limicoles et des migrateurs terrestres est proche de celle des ardéidés en période postnuptiale, avec des hauteurs médianes respectivement de 207 [186-230] mètres et 163 [140-190] mètres. La distribution des hauteurs de vol des migrateurs terrestres lors de la migration prénuptiale est plus élevée, la médiane étant de 238 [163-319] mètres, mais surtout plus dispersée. Quant aux hauteurs de vol des limicoles, elles sont plus basses en migration prénuptiale 27 [17-38] mètres.

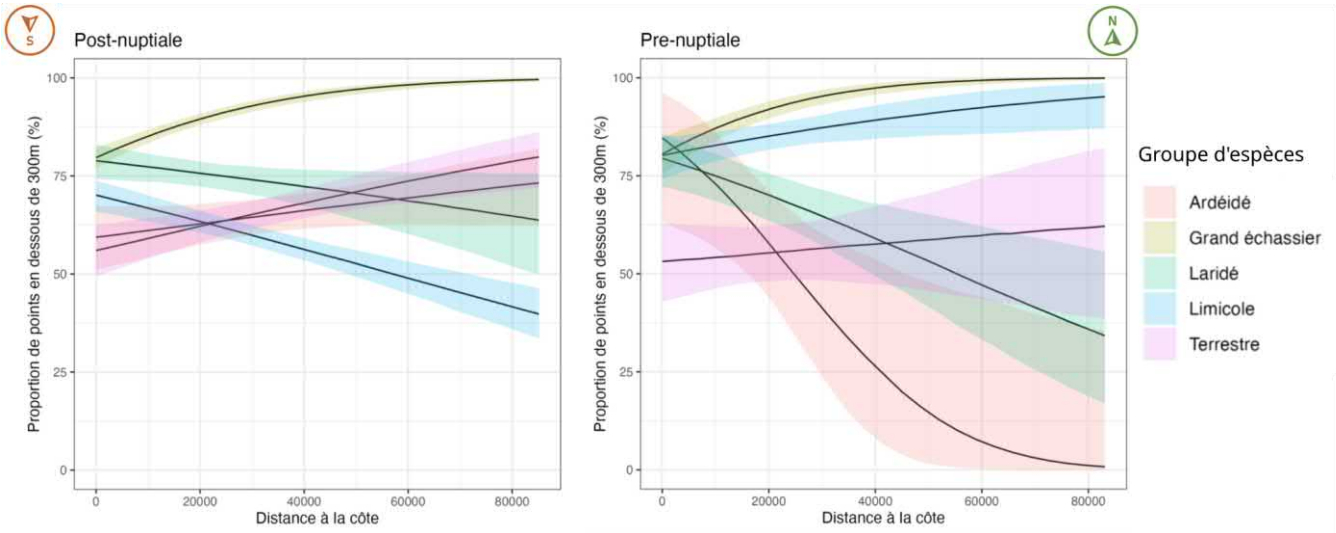


***Figure 3** : Évolution de la proportion des points de la distribution des hauteurs de vol en dessous de 300 mètres (en %) en fonction de la distance à la côte. La partie gauche du graphique correspond à la migration postnuptiale, la droite à la migration prénuptiale. Chaque courbe colorée représente cette relation pour un groupe d'espèces (voir les espèces appartenant aux groupes sur la **Figure 5**). Plus cette proportion est élevée, plus les oiseaux volent bas en moyenne, car une plus grande part des hauteurs de vol se situe sous le seuil des 300 m. La courbe noire indique la tendance moyenne prédite par le modèle pour chaque groupe, tandis que la plage colorée autour de cette courbe représente l'intervalle de crédibilité à 95 %, illustrant l'incertitude autour des estimations du modèle. La largeur de ces plages de couleurs reflète la quantité de données utilisées pour les estimations (moins de points en migration prénuptiale et moins de points loin de la côte).*

Comme le montre la **Figure 3**, la proportion de points en vol estimée à moins de 300 mètres d'altitude varie selon la distance à la côte, avec des différences marquées entre les saisons.

Pendant la migration postnuptiale à l'automne, lorsqu'ils partent vers la mer, certains groupes comme les ardéidés, les grands échassiers et les migrateurs terrestres volent en moyenne plus haut quand ils se trouvent près des côtes. En effet sur la figure, on observe une plus faible proportion de vols sous les 300 m à proximité du littoral que plus loin en mer. À l'inverse, chez les limicoles et les laridés, cette proportion est plus élevée près des côtes, indiquant un vol plus bas dans cette zone. Malgré ces variations, on constate que, pour tous les groupes, plus de la moitié des vols se déroulent à moins de 300 mètres d'altitude.

Lors de la migration prénuptiale (de printemps), quand les oiseaux remontent du sud vers le nord, les tendances sont plus contrastées. Là encore, la majorité de points en vol se situe sous les 300 m pour tous les groupes, sauf pour les ardéidés et les laridés à plus de 20–50 km des côtes. Il faut toutefois noter que les incertitudes sont plus importantes durant cette saison, en raison d'un nombre de données plus limité. Chez les migrateurs terrestres, les grands échassiers et les laridés, les tendances observées sont assez similaires à celles de l'automne. En revanche, les ardéidés et les limicoles présentent des comportements différents selon la saison. Les limicoles volent très bas, avec plus de 75 % des observations sous les 300 mètres, quelle que soit la distance à la côte. Les ardéidés, au contraire, arrivent en volant relativement haut loin en mer, mais perdent rapidement de l'altitude en approchant du littoral.

A noter que dans ces proportions de points en vol estimée à moins de 300 mètres d'altitude la tranche d'altitude 0-20 mètres était inclue. Si l'on s'intéresse plus spécifiquement à cette part de la distribution comprise entre 0 et 20 mètres d'altitude, on observe que plus la distribution présente une moyenne basse, plus cette part est importante (**voir Annexe 4**). Les Ardéidés et les migrateurs terrestres présentent des proportions de points en vol estimées à moins de 20 mètres relativement faibles, peu importe la saison de migration (prénuptiale = 3,1% [Intervalle de crédibilité à 95%, IC 95% 0,3-12,9] & 10,5% [5,9-16,6], postnuptiale = 10,9% [7,6-15] & 7,6% [5,5-10,1], respectivement). A l'inverse, cette proportion est élevée pour les laridés (prénuptiale = 24,5% [17,3-32,4], postnuptiale = 25,6% [21-29,8]). Concernant les deux derniers groupes, les grands échassiers et les limicoles, ces proportions de points en vol estimées à moins de 20 mètres semblent plus basses lors de la période prénuptiale que lors de la période postnuptiale (prénuptiale = 29,6% [23,8-35,9] & 44,7% [38,7-51,8], postnuptiale = 14,8% [12,3-17,4] & 5,5% [4,2-7], respectivement).

L'écart type d'erreur de mesure des GPS estimé par le modèle est de 34 mètres [31-37] pour la migration postnuptiale et de 39 mètres en saison prénuptiale [36-42].

5.2.1 Résultats : hauteurs de vol partir des échos captés par radar à la côte Birdscan (gros oiseaux)

Les résultats obtenus résumés dans la **Figure 4** montrent une légère différence de distribution des hauteurs de vol entre saisons, avec une hauteur médiane de 321 [Intervalle de crédibilité à 95%, 315-328] mètres en migration postnuptiale contre 355 [347-362] mètres en migration prénuptiale. En migration postnuptiale, 75% de la distribution est comprise entre 207 [203-212] mètres et 497 [487-508] mètres d'altitude, contre 229 [224-234] mètres et 550 [538-562] mètres en migration prénuptiale. Ces résultats diffèrent de ceux obtenus à partir des données télémétriques uniquement qui montraient des hauteurs de vol en moyenne plus basses en migration prénuptiale (voir **Figure 3**).

Les proportions des distributions situées dans les altitudes à risque sont relativement élevées. Si l'on considère des éoliennes d'une hauteur de 200 m, un cinquième de la distribution correspond à des hauteurs de vol au sein de la zone à hauteur de pales (postnuptiale = 23% [22-24] ; prénuptiale = 19% [18-20]). Si l'on augmente ce seuil à 300 mètres d'altitude, ce qui correspond soit aux hauteurs futures des pales, soit aux tranches d'altitudes de perturbation potentielles du vol par turbulences des éoliennes actuelles, cette fois-ci un peu moins de la moitié des hauteurs de vol prédites se situent entre ces seuils (postnuptiale = 46% [45-47] ; prénuptiale = 40% [39-41]).

Il est important de noter qu'avec cette approche, du fait de la tranche aveugle du radar entre 0 et 50 mètres, la part de la distribution basse est sous-estimée. Nos résultats n'indiquent aucun point situé dans la tranche d'altitude 0-20 mètres, ce qui biologiquement est très peu probable.

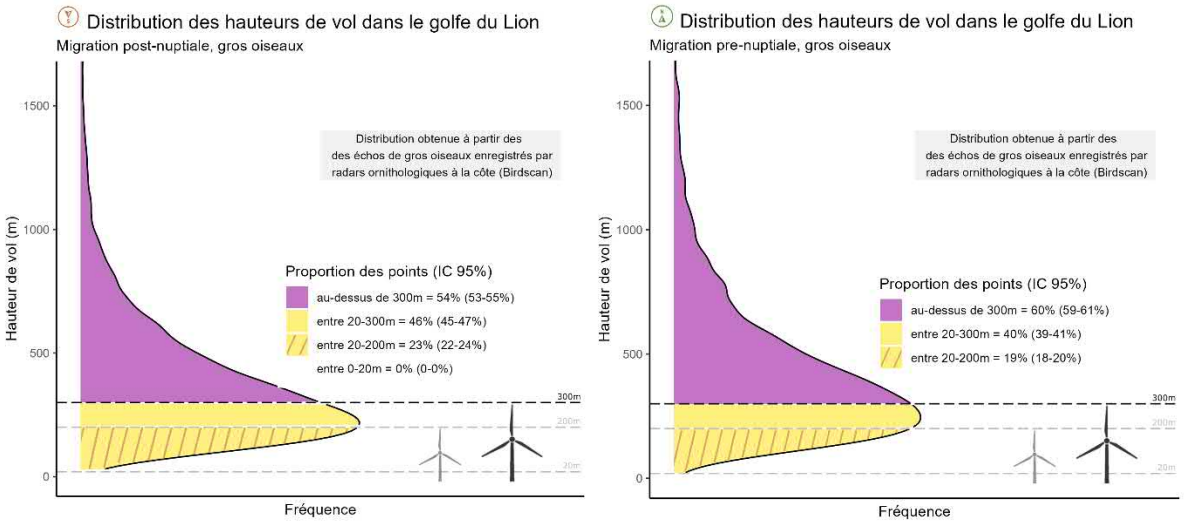


***Figure 4** : Distribution des hauteurs de vol des gros oiseaux à la côte, lors des migrations postnuptiale (à gauche) et prénuptiale (à droite). La courbe représente la densité de fréquence des hauteurs de vol estimées par le modèle intégré à partir des altitudes des écho captés par radar ornithologiques à la côte (BirdScan). Les zones colorées indiquent les proportions de points dans différentes tranches d'altitude permettant d'évaluer les risques potentiels en lien avec les projets d'éolien offshore. Les lignes pointillées marquent les seuils de référence, à savoir les hauteurs actuelles (200m) et futures (300m) des pales des éoliennes en mer ainsi que 20 m qui correspond à la hauteur du bas des pales. La plage en violet correspond aux hauteurs de vol situées au-dessus de 300m, la plage en jaune entre 20 et 200m, et la plage en orange entre 200 et 300 m. Ainsi, pour calculer la proportion des points entre 20 et 300m, il faut considérer à la fois les plages en orange et en jaune. La proportion des points situées en dessus ou en dessous d'un certain seuil est résumée par sa médiane et son intervalle de crédibilité à 95%.*

5.2.2 Résultats du modèle intégré : hauteurs de vol des gros oiseaux à partir des trajets migratoires mesurés par GPS et des échos captés par radar à la côte Birdscan (gros oiseaux)

En combinant les données de radars à la côte et télémétriques, les résultats obtenus, résumés dans la **Figure 5** montrent peu de différences de distribution des hauteurs de vol entre saisons, avec une hauteur médiane de 150 [Intervalle de Crédibilité à 95%, IC 95%, 139-161] mètres en migration postnuptiale contre 157 [146-170] mètres en migration prénuptiale. En migration postnuptiale, 75% de la distribution est comprise entre 44 [40-48] mètres et 515 [479-554] mètres d'altitude, contre 46 [42-51] mètres et 539 [501-581] mètres en migration prénuptiale. Ces résultats diffèrent de ceux obtenus à partir des données GPS uniquement qui montraient des hauteurs de vol en moyenne plus basses en migration prénuptiale (voir **Figure 3**).

Les proportions des distributions situées dans les altitudes à risque sont très élevées. Si l'on considère des éoliennes d'une hauteur de 200 m, un peu moins de la moitié de la distribution correspond à des hauteurs de vol au sein de la zone à hauteur de pales (postnuptiale = 43% [41-44%] ; prénuptiale = 42% [41-44%]). Si l'on augmente ce seuil à 300 mètres d'altitude, ce qui correspond soit aux hauteurs futures des pales, soit aux tranches d'altitudes de perturbation potentielles du vol par turbulences des éoliennes actuelles, cette fois ci environ la moitié des hauteurs de vol prédites se situent entre ces seuils (postnuptiale = 51% [50-53%] ; prénuptiale = 51% [49-52%]). Enfin, pour les deux périodes de migration, 13% [12-14% et 12-15%] des hauteurs de vol estimées se situent entre 0 et 20 mètres d'altitude.

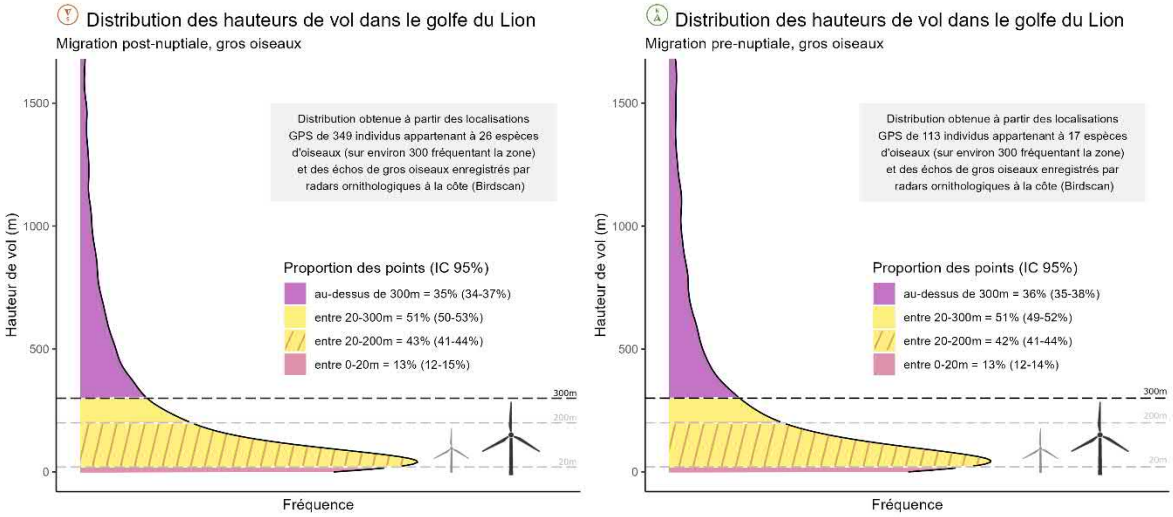


Figure 5 *: Distribution estimée des hauteurs de vol des gros oiseaux dans le golfe du Lion, lors des migrations postnuptiale (à gauche) et prénuptiale (à droite). La courbe représente la densité de fréquence des hauteurs de vol estimées par le modèle intégré à partir des altitudes des localisations mesurées par GPS combinées aux altitudes des échos captés par les radars ornithologiques à la côte (Birdscan). Les zones colorées indiquent les proportions de points dans différentes tranches d'altitude permettant d'évaluer les risques potentiels en lien avec les projets d'éolien offshore. Les lignes pointillées marquent les seuils de référence, à savoir les hauteurs actuelles (200m) et futures (300m) des pales des éoliennes en mer ainsi que 20 m qui correspond à la hauteur du bas des pales. La plage en violet correspond aux hauteurs de vol situées au-dessus de 300m, la plage en jaune entre 20 et 200m, et la plage en orange entre 200 et 300 m. Ainsi, pour calculer la proportion des points entre 20 et 300m, il faut considérer à la fois les plages en orange et en jaune. La proportion des points situées en dessus ou en dessous d'un certain seuil est résumée par sa médiane et son intervalle de crédibilité à 95%. A noter que dans le modèle intégré, la distribution des hauteurs de vol est modélisée pour l'ensemble de la zone d'étude, et non en fonction de la distance à la côte.*

5.2.3 Comparaison des résultats obtenus par les différents modèles de hauteurs de vol (gros oiseaux)

La comparaison des hauteurs médianes de vol prédites selon les sources de données et les périodes de migration révèle des différences notables entre les résultats des différents modèles (**Figure 6**). Les

prédictions du modèle basé sur les échos BirdScan enregistre les hauteurs médianes les plus élevées, avec des valeurs de 321 mètres [315-328] en migration postnuptiale et 355 m [347-362] en prénuptiale. L'importante quantité de données résulte en des intervalles de crédibilité resserrés autour de la valeur médiane estimée. À l'inverse, les prédictions du modèle se basant sur les localisations télémétriques affiche les médianes les plus basses, en particulier en saison prénuptiale (59 mètres), avec un intervalle de crédibilité assez large (de 8 à 189 mètres en prénuptiale, et de 39 à 287 mètres en postnuptiale). Le modèle intégré combinant ces deux sources d'information fournit des valeurs médianes intermédiaires avec des intervalles de crédibilités resserrés également (150 mètres [139-161] en postnuptiale et 157 mètres [146-170] en prénuptiale), et montre peu de différence entre les périodes. Ces résultats suggèrent que la médiane des hauteurs de vol prédites varie de façon notoire selon les données utilisées, ce qui souligne l'importance de considérer les spécificités techniques et biologiques associées à chaque méthode pour l'interprétation des distributions prédites.

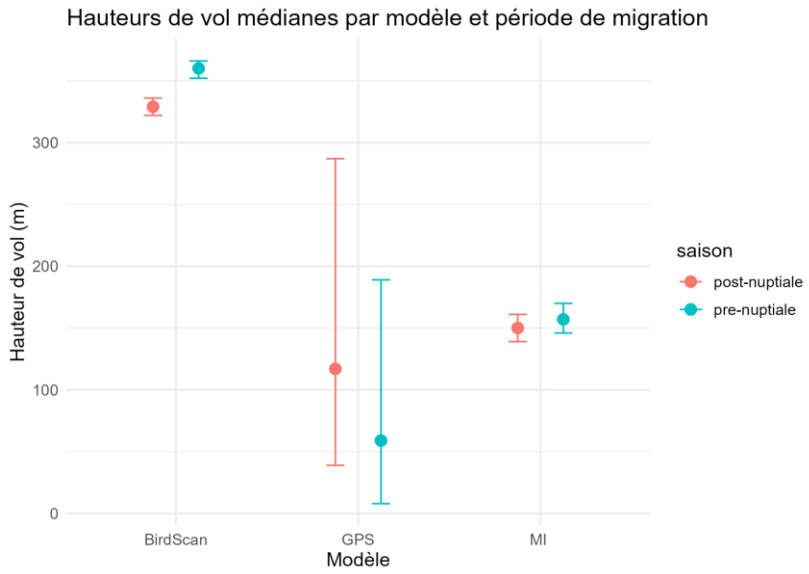


***Figure 6** : Hauteurs de vol médianes prédites des oiseaux migrateurs de grande taille selon les données utilisées dans le modèle. Premièrement à partir des échos captés par radar ornithologique à la côte (BirdScan), ensuite à partir des localisations GPS au-dessus du golfe du Lion (GPS) et enfin dans le modèle intégré combinant ces deux sources d'information (MI). Les points indiquent les valeurs médianes estimées, tandis que les barres verticales représentent l'intervalle de crédibilité à 95% associé.*

5.3 Discussion

▶ Nouvelles connaissances acquises sur les hauteurs de vol des migrateurs lors de MIGRALION

Si la modélisation des distributions de hauteurs de vol des petits oiseaux reste à jour encore complexe (Dufour et al. 2024, Lot 3 et analyses complémentaires sur la hauteur des petits oiseaux **en Annexe 5**), nos résultats apportent des éléments nouveaux sur les hauteurs de vol et les stratégies migratoires en mer des gros oiseaux.

Pour bon nombre d'espèces suivies par balise GPS dans ce programme, les seules connaissances disponibles jusqu'à présent reposaient sur des observations visuelles, limitées par les conditions d'observation (de jour, par beau temps, et à des altitudes visibles à l'œil nu) et par un

échantillonnage ponctuel dans le temps et l'espace. Nos résultats offrent désormais de premières données continues et précises sur la hauteur de vol de nombreuses espèces, mettant en évidence une grande diversité de stratégies de traversée, parfois même au sein d'une même espèce (**Lot 3**). Outre ces différences entre espèces et groupes d'espèces, nos analyses montrent que la majorité des gros oiseaux migrateurs volent à des altitudes relativement basses, avec une proportion importante de passages dans des tranches d'altitude à risque de collision avec les futures éoliennes en mer (en dessous de 200 ou 300 mètres).

Sur le plan méthodologique, cette étude constitue la première intégration formelle de données télémétriques et radar pour modéliser la distribution des hauteurs de vol. De plus, grâce au grand nombre d'espèces et d'individus équipés dans le cadre de MIGRALION, nous avons pu affiner les modèles à espace d'états disponibles dans la littérature en y intégrant des effets aléatoires et des covariables, renforçant ainsi leur robustesse et leur applicabilité à d'autres situations.

- Intégration de différentes sources de données pour comprendre les hauteurs de vols migrateurs terrestres de grandes tailles dans le golfe du Lion

Dans l'ensemble, les résultats de nos modèles concernant les gros oiseaux montrent des vols à relativement basses altitudes, ce qui est cohérent avec ce qui est rapporté dans la littérature qui suggère que les oiseaux ont tendance à voler plus bas quand ils volent au-dessus de l'eau, en particulier lors de traversées de grandes étendues. Les hypothèses généralement avancées pour expliquer cette observation sont la faiblesses des thermiques marins qui peut obliger les migrateurs à voler plus bas et/ou à battre des ailes pour maintenir leur vol (Duriez et al., 2018; Santos et al., 2020). Dans certains cas (passage diurne d'oiseaux nocturnes, oiseaux "facultatifs planeurs"), voler près de la surface permet de profiter de l'effet de sol (moins de traînée) et de faibles ascendances, économisant ainsi de l'énergie (Norevik et al., 2023). De plus, les vents de surface (headwinds/crosswinds) influencent fortement l'altitude de vol. En effet, face à des vents défavorables, les oiseaux volent plus près de l'eau pour limiter la dérive, au prix d'un effort plus élevé (Galtbalt et al., 2021). Ces adaptations comportementales (choix de l'altitude, de l'heure de départ, etc.) sont essentielles pour réussir le franchissement des barrières maritimes avec un minimum de dépenses énergétiques.

Nos analyses suggèrent des différences de hauteurs de vol selon la période de migration. Toutefois, le sens de ces variations diffère selon la source de données utilisée : les mesures issues du radar BirdScan indiquent des hauteurs plus élevées en automne, tandis que celles obtenues par télémétrie suggèrent l'inverse, avec des vols plus élevés au printemps. D'autres études ont mis en évidence des variations saisonnières de hauteur de vol chez les oiseaux migrateurs. Welcker et collaborateurs (2019) ont ainsi documenté des différences d'environ 100 mètres entre l'automne et le printemps en mer du Nord, avec des altitudes plus basses en automne, possiblement en lien avec des vents plus favorables. Ces différences n'étaient toutefois pas retrouvées en mer Baltique. Il est donc possible que les hauteurs de vol varient selon la saison, en lien avec des facteurs tels que la direction générale du mouvement migratoire (éloignement ou rapprochement de la côte), les conditions de vent, ou encore les stratégies spécifiques à chaque espèce (voire à chaque individu), en matière de direction, d'altitude et de zones de repos (Shamoun-Baranes et al., 2017).

Plusieurs facteurs peuvent expliquer les divergences de patrons saisonniers dans nos résultats obtenus à partir des deux technologies. Premièrement, les données BirdScan sont récoltées à la côte, tandis que les données télémétriques ont été enregistrées au-dessus de la mer. Bien que pour cette

comparaison nous ayons utilisé les hauteurs prédites à une distance de la côte de zéro, les distributions estimées sont le résultat d'un effet linéaire de la distance à la côte et ne reflètent donc pas directement une distribution des vols au-dessus de la terre. Deuxièmement, les espèces incluses dans les deux sources de données sont vraisemblablement différentes. Un total de 28 espèces a été suivi par GPS, dont 7 étaient des limicoles. Sur l'ensemble des échos enregistrés par les BirdScan à la côte, les proportions des catégories que nous avons conservées pour ces analyses étaient respectivement de 11 % pour les limicoles et 0,5 % pour les cibles identifiées comme "gros oiseaux", le reste étant des petits oiseaux qui ont été exclues des analyses ici. Les limicoles représentent donc 96% des échos radars considérés dans ces analyses contre 25% des données issues de GPS. Une autre différence notable entre les jeux de données est qu'une partie importante des oiseaux détectés par les radars à la côte sont des oiseaux qui longent le littoral et n'ont pas entrepris de trajet en mer, ce qui influence notoirement leurs altitudes de vol. Enfin, pour une même espèce, les oiseaux équipés de balises GPS sont principalement équipés le long de la côte (**Figure 3**) avec un patron d'altitude en fonction de la distance à la côte à priori différent des nombreux individus non équipés de balises GPS qui viennent de zones de reproduction plus continentales et ne font pas halte à la côte. Les méthodes présentent donc des limites d'échantillonnage et de détection distinctes, susceptibles de générer des biais dont l'amplitude et l'asymétrie d'effets restent à ce jour difficiles à quantifier. Un point crucial réside dans le fait que le radar BirdScan est aveugle en dessous de 50 mètres, conduisant à une forte sous-estimation de ces altitudes dans les prédictions des modèles. Les limites associées à chaque technologie seront détaillées plus finement dans les sections suivantes.

Les résultats de nos modèles de distribution des hauteurs de vol des gros oiseaux en fonction de la distance à la côte construits à partir des données télémétriques montrent également des patrons contrastés à la fois entre saisons et groupes d'espèces. Une diminution de la hauteur de vol lorsque l'on s'éloigne du rivage se retrouve pendant la migration postnuptiale pour les groupes des ardéidés, des grands échassiers et des migrateurs terrestres, en revanche on observe le patron inverse pour les limicoles et les laridés. Lors de la migration prénuptiale, les hauteurs de vol plus hautes près des côtes sont observées de nouveau pour les grands échassiers et les migrateurs terrestres, mais les hauteurs de vols sont plus basses près des côtes pour les laridés et les ardéidés. Des études antérieures ont montré que les migrateurs nocturnes volent plus bas au-dessus de la mer que de la côte (Bruderer et al., 2018) et il a été mesuré dans certaines zones que ces hauteurs de vol peuvent encore diminuer au fur et à mesure que les oiseaux migrent vers le large (Welcker & BioConsult, 2019). Les auteurs suggèrent que les conditions de vent jouent probablement un rôle important dans ce schéma. Il sera intéressant d'augmenter les tailles d'échantillons pour voir si ces patrons se confirment et sont bien le résultat de différences de stratégies de migrations saisonnières (**voir article en cours chapitre 3**). Il sera aussi intéressant de croiser ces observations avec les conditions de vents correspondantes et les types de vol pour mieux comprendre les mécanismes impliqués (voir Lot 3).

▶ Erreurs et incertitudes associés aux estimations de la hauteur de vol

Une synthèse récente publiée dans le "BTO research report" (Feather et al., 2025) présente un état de l'art très complet des méthodes existantes pour collecter des données sur la distribution des hauteurs de vol des oiseaux et les limites associées à chacune de ces méthodes. Nous reviendrons ici sur les deux types de données analysées dans cette partie du programme MIGRALION, à savoir les hauteurs de vol mesurées par balise GPS et par radars ornithologiques. Idéalement, les données sur la hauteur

de vol des migrateurs devraient être représentatives de toutes les espèces et de tous les traits individuels (âge, sexe, taille) et conditions environnementales (température, vitesse du vent, précipitations, alimentation) rencontrés dans la zone d'intérêt. Les types d'erreur et d'incertitude associés aux estimations de la hauteur de vol des migrateurs peuvent être classés en deux catégories : les processus d'échantillonnage et de mesure.

▶ Estimations de la hauteur de vol par GPS

Concernant les hauteurs de vol obtenues par GPS, l'erreur de mesure fait référence à la précision des mesures de hauteur obtenues à partir des oiseaux équipés et à l'exactitude (c'est-à-dire la proximité de la mesure obtenue avec la valeur réelle). Les erreurs de mesure liées aux caractéristiques de l'équipement (par exemple, la précision du capteur, la fréquence d'échantillonnage) et celles résultant des interactions entre les mesures de hauteur et des variables d'influence potentielles (par exemple la pression au niveau de la mer) peuvent introduire des bruits aléatoires mais également des biais systématiques dans les estimations de hauteur (Hemery, 2024; Lato et al., 2022; G. Péron et al., 2020; T. Schaub et al., 2023). Les études sur le sujet montrent que ces erreurs peuvent varier notamment entre les différentes marques des appareils et selon les fréquences d'échantillonnage, mais également en fonction du comportement des animaux, l'erreur étant généralement plus importante lorsque les individus sont posés au sol que lors des relevés en vol (Hemery, 2024; T. Schaub et al., 2023). Le modèle à espace d'état est adapté pour modéliser les erreurs normalement distribuées et estimer les incertitudes associées (quand l'amplitude de ces dernières n'est pas du même ordre de grandeur que le phénomène biologique d'intérêt, voir notamment Auger-Méthé et al., 2016). En revanche, sans information additionnelle, cette approche ne permet pas de corriger les biais systématiques. Une covariable qui est généralement utilisée pour améliorer l'estimation de l'erreur d'observation est le "hdop" (mesure de la précision horizontale), car le "zdop" (mesure de la précision verticale) est rarement fourni par le fournisseur. C'est l'approche choisie pour la modélisation des hauteurs de vol des oiseaux marins dans le chapitre télémétrie de ce rapport (**Lot 3**). Néanmoins, dans le cas des migrateurs, nos analyses préliminaires ont montré que cette covariable ne semblait pas être significativement associée à l'écart-type de l'erreur d'observation et nous ne l'avons donc pas prise en compte. Cependant, mieux comprendre comment se structurent ces erreurs de mesures et le prendre en compte dans les modèles (plus il y a de localisations, meilleure est l'estimation) constitue une première piste d'amélioration prometteuse de l'estimation de la distribution des hauteurs de vol dans le futur.

Outre ces considérations techniques liées aux capteurs et aux traitements des données GPS, la représentativité biologique des individus suivis constitue un autre levier d'amélioration permettant la réduction des biais liés à l'échantillonnage. Il est probable que les oiseaux qui sont de passage depuis des zones de reproduction au nord de l'Europe ne présentent pas tout à fait les mêmes patrons de hauteurs de vol que les locaux. Également, on peut s'attendre à des différences entre les individus qui longent la côte par la mer dans l'ouest du golfe (qui sont pour le moment sous -représentés dans nos échantillons), et ceux qui partent en direction de la mer, ou effectuent des diagonales depuis la Camargue vers l'Espagne. Enfin, de nombreuses études ont montré des différences de comportement migratoires, calendrier et routes migratoires empruntées, entre individus d'une même espèce mais d'âges, de sexe ou de statut reproducteur différents (Newton, 2023). Ainsi, augmenter la représentativité des espèces et la diversité de leur provenance, âge, sexe et statut reproducteur, permettra, une fois encore, de couvrir une réalité biologique plus large.

▶ Estimations de la hauteur de vol par radars

La représentativité et la couverture des données collectées par radars ornithologiques de type BirdScan est très riche temporellement mais les surfaces échantillonnées sont faibles, limitées à la côte et très ponctuelles dans l'espace. Pour les radars fixes déployés sur une longue période, l'enregistrement des données est quasi continu. Toutefois, la couverture spatiale du faisceau radar est réduite lors des conditions météorologiques défavorables, qui correspondent à des situations où le comportement de vol des oiseaux peut différer de celles en conditions favorables, les exposant potentiellement davantage au risque de collision avec les éoliennes. Le radar ornithologique de type BirdScan échantillonne un volume limité de l'espace aérien dont l'étendue présente une forme non cylindrique. De plus, le radar est aveugle en dessous de 50 mètres, puis dans la première tranche 50-100 mètre le signal est fort mais le volume d'air échantillonné est faible. Afin de standardiser la mesure pour la rapporter à une unité volumique constante au travers des différentes altitudes, une extrapolation est faite à partir des différents volumes d'air échantillonnées aux différentes altitudes. Plus le volume échantillonné est faible, plus l'extrapolation est susceptible de générer des erreurs. Outre les géométries complexes des volumes d'échantillonnage, la probabilité de détection des oiseaux diminue avec la distance en raison de l'affaiblissement de l'intensité du signal radar. Cette probabilité de détection peut aussi être influencée par différentes caractéristiques des cibles dont notamment leur taille et leur densité (il est difficile de distinguer les échos des cibles proches dans l'espace par exemple) (Dokter et al., 2013; Schmid et al., 2019).

Par ailleurs, dans nos analyses, nous avons fait le choix de nous baser sur les catégories définies par les algorithmes de classification pour former les groupes "gros" et "petits" oiseaux. Il est néanmoins à ce jour difficile d'évaluer l'influence de ce choix sur les résultats. Une possibilité serait d'utiliser le score de probabilité d'assignation à une classe, mais il n'est pas certain que ce dernier ne soit pas systématiquement biaisé vers des oiseaux avec un comportement particulier (de vol ou de regroupement).

Quant aux potentielles erreurs de mesures associées aux radars ornithologiques, la précision des mesures radar est influencée par la réflectivité de la cible, les conditions atmosphériques et bruits et échos parasites (objets non biologiques, pluie, insectes). En effet, les conditions environnementales, comme la météo ou la luminosité, peuvent influencer le volume échantillonné et la qualité des mesures (Largey et al., 2021).

Il découle de ces constats un besoin de prudence dans l'interprétation détaillée des hauteurs de vols estimées via les données des radars à la côte car ils ne reflètent qu'une proportion, non quantifiable, du phénomène biologique sous-jacent. Pour renforcer la robustesse et la précision des observations issues des radars ornithologiques, plusieurs axes de recherche sont à poursuivre. Premièrement, il serait pertinent d'améliorer les connaissances concernant la détection, en évaluant la réflectivité selon les caractéristiques biologiques des oiseaux, afin de mieux comprendre comment l'espèce, la taille, la morphologie ou l'attitude de vol influencent la réponse radar. Ensuite, il serait important d'affiner le travail qui est fait sur la distinction entre cibles biologiques (oiseaux, chauves-souris, insectes) et non biologiques (pluie, turbulence, objets anthropiques), par exemple grâce à l'apprentissage automatique. Également, un point crucial pour permettre une comparaison non biaisée entre études est de veiller à considérer l'influence des caractéristiques du matériel, incluant des seuils de fiabilité et des indicateurs de qualité selon les contextes d'étude. C'est le cas notamment

lors de la comparaison entre données acquises sur terre ou en mer, où les vagues et conditions météo influencent fortement le volume échantillonné.

En complément des radars terrestres fixes, le projet MIGRALION a exploré la pertinence d'utiliser des radars verticaux embarqués sur bateau offrant une couverture spatiale élargie. Cependant les limites associées à cette approche sont actuellement mal connues, ainsi, par manque de recul quant à l'interprétation des données acquises avec cette méthode, nous avons fait le choix dans cette partie concernant la modélisation des hauteurs de vol de ne pas les intégrer. Tout d'abord, le bateau se déplaçait en continu pendant plusieurs jours le long des transects prédéfinis, ainsi pour chaque campagne, environ la moitié des cellules ont été échantillonnées de jour (ces données ne sont pas incluses dans les analyses de cette partie), aboutissant à un nombre de réplicat spatiaux (passages par cellule) très réduit. Il n'est donc à ce jour pas possible de distinguer clairement les effets de la variabilité spatiale de ceux de la variabilité temporelle (horaire et saisonnière) sur les hauteurs de vol. Par ailleurs, comme mentionné précédemment, la probabilité de détection des oiseaux par les radars n'est pas uniforme sur l'ensemble de la fenêtre d'observation du radar (Feather et al., 2025). La probabilité de détection des systèmes radar est négativement liée à la distance de l'équipement mais positivement liée à la taille de l'objet (Dokter et al., 2013; Schmid et al., 2019). La portée de détection dépend de la sensibilité du système, de l'environnement dans lequel le radar est placé et de la distribution spatiale des oiseaux (May et al., 2017). À courte portée, les radars peuvent générer de nombreux faux positifs en détectant des éléments indésirables. À plus longue distance, leur capacité de détection diminue, entraînant un biais négatif. De plus, des objets non aviens (navires, vagues) et les conditions environnementales (vent, pluie, vagues) peuvent soit augmenter l'encombrement radar, soit activer des filtres réduisant la sensibilité de détection. Bien que le nombre de pixels par altitude échantillonnée par le radar soit connu et évolue en fonction de la houle, il sera nécessaire de continuer à calibrer l'influence des changements d'angles du bateau dû à la houle sur la mesure de l'altitude des cibles détectées (une légère modification d'angle pouvant résulter en des différences très fortes quand on s'éloigne du radar).

Une piste prometteuse pour l'amélioration de la spatialisation des hauteurs de vol est l'utilisation de données spatialisées issues des radars météorologiques (voir projet SEMAFOR, 2022-2025), dont l'utilisation à des fins écologiques est actuellement en cours de développement (Abbott et al., 2023; Dokter et al., 2011; Mao et al., 2023). Dans le contexte du golfe du Lion, les stations météorologiques de Nîmes et d'Opoul, situées à proximité de la zone d'étude, pourraient ainsi fournir des informations complémentaires concernant les altitudes de vol des migrateurs terrestres. L'intégration des données qu'ils fournissent à celles des dispositifs existants permettrait de couvrir de manière plus homogène l'espace aérien marin et côtier, en particulier dans les zones non accessibles par les radars fixes ou mobiles actuellement utilisés (Roy et al., 2025). Néanmoins, à l'instar des autres technologies de détection, l'utilisation des radars météorologiques pour l'identification des oiseaux migrateurs présente certaines contraintes et limites déjà listée ci-dessus dans la partie sur les flux (absence d'information taxonomique, nécessité d'avoir un nombre important d'oiseaux traversant le faisceau radar pour renvoyer du signal ce dernier étant décroissant en fonction de la distance au radar, absence de spatialisation des données de détection et manque de quantification de la variation de la détection au sein du volume balayé par le faisceau radar permettant d'intégrer cette information dans un modèle). En particulier, les altitudes basses associées aux collisions avec les éoliennes (< 200 m) ne sont généralement pas bien échantillonnées par le radar en raison des échos reflétés par des cibles

non oiseaux et d'autres difficultés d'interprétation des échos dans le champ proche de l'antenne (Feather et al., 2025). Il serait donc nécessaire de poursuivre les travaux méthodologiques afin d'optimiser l'exploitation de ce type de données et de mieux comprendre les conditions dans lesquelles ces données peuvent être utilisées de manière fiable et pertinente (Nebuloni & Capsoni, 2024; Nilsson et al., 2018).

▶ Estimations de la hauteur de vol pour les oiseaux de petite taille

Concernant les distributions des hauteurs de vol des petits oiseaux, l'approche par modélisation intégrée sur le modèle de ce qui a été fait pour les gros oiseaux à partir des localisations GPS est délicate, et les résultats ne peuvent pour le moment pas être interprétés de façon robuste (voir annexe 5). Dans la littérature, on trouve généralement que sans l'influence des montagnes ou des vents devenant plus favorables en fonction de l'altitude, 20-30% des oiseaux migrateurs volent à moins de 200 mètres d'altitude, 50 % des oiseaux migrateurs volent à moins de 600-700 mètres d'altitude et 90 % à moins de 2000 m d'altitude, et 95% à moins de 3000 mètres (Bruderer et al., 2018). Les distributions de hauteur de vol que l'on obtient avec nos différents modèles restent dans cet ordre de grandeurs, mais sont néanmoins plus basses, ce qui semble cohérent avec des vols au-dessus de la mer. La distribution des hauteurs de vols estimée dans nos analyses complémentaires pour les oiseaux de petite taille est plus élevée et plus dispersée que pour les "gros oiseaux", ainsi l'utilisation d'une loi log-normale pour modéliser cette distribution tend à ne pas rendre compte de ces différences de profils et n'est donc pas adaptée. L'analyse des seules données issus des radars BirdScan est aussi délicate pour ces espèces car elle requiert d'extrapoler ce qui se passe au-dessus de 1000 mètres d'altitude, qui semble une limite basse pour les petits oiseaux avec de nombreux vols au-dessus de 2000m (voir **Lot 3**), mais aussi en dessous de 50 mètres, la tranche 0-50 mètres étant toutefois attestée comme utilisée (Schmidt et al., 2017). Si l'on faisait abstraction du manque de précision spatiale des altitudes estimées par GLS, il serait possible d'essayer de contrebalancer les biais de ces deux technologies en utilisant un modèle intégré se basant l'approche utilisée **section 5.1** pour les gros oiseaux (GPS et radars BirdScan), néanmoins le nombre d'individus suivis par GLS est trop faible pour le moment pour que tous les paramètres du modèle soient identifiables.

▶ Vulnérabilité des migrateurs terrestres face à l'enjeu éolien

Nos résultats montrent une superposition importante, en particulier lors de remontée des migrateurs en saison prénuptiale, entre les zones de forte intensité migratoires et celles des zones envisagées pour la construction de parcs éoliens offshore dans le golfe du Lion. Par ailleurs, les résultats des modèles intégrés concernant la distribution des hauteurs de vol de gros oiseaux indiquent une proportion importante d'oiseaux volant à des altitudes basses, dans la tranche d'altitude de pales de futures éoliennes en mer. Cette proportion est de l'ordre de 42% si l'on considère la tranche 20-200 mètres, 51% pour la tranche 20-300 mètres et 13% pour la tranche 0-20 mètres.

Contrairement aux oiseaux marins pour lesquels des indices spécifiques de sensibilité à l'éolien ont été développés (Bradbury et al., 2014; Furness et al., 2013), il n'existe pour le moment pas d'indices similaires pour les différentes espèces d'oiseaux migrateurs, d'autant plus dans le cadre de l'éolien offshore. Cependant, les potentielles réactions des oiseaux migrateurs face à la présence de parcs

éoliens offshore restent, dans une certaine mesure, probablement assez similaires à celles observées sur les oiseaux marins, c'est-à-dire, un évitement des parcs et turbines ou des collisions directes avec ces dernières (Exo et al., 2003; Hüppop et al., 2006).

Le risque de collision avec les éoliennes en mer est influencé par de nombreux facteurs outre la hauteur de vol, notamment les caractéristiques biologiques et comportementales des espèces d'oiseaux, les conditions météorologiques et de visibilité, la topographie locale et la configuration des parcs éoliens (Perrow et al., 2019). Ce risque est particulièrement élevé dans les zones régulièrement utilisées par l'avifaune comme lieux de repos, d'alimentation ou de migration. Les espèces de grande taille, peu agiles en vol, ou actives à l'aube, au crépuscule ou de nuit, sont aussi plus vulnérables, car elles détectent moins facilement les obstacles. À l'échelle individuelle, le risque varie aussi selon l'âge, le comportement ou le stade du cycle biologique (Marques et al., 2014).

Les conditions climatiques défavorables, telles que le brouillard ou la pluie, réduisent la visibilité et augmentent le risque de collision pour les oiseaux migrateurs qui ne peuvent éviter ces zones malgré la dégradation des conditions, en particulier en mer car ils n'ont pas la possibilité de se poser (Drewitt & Langston, 2006; Martin & Banks, 2023). De telles conditions défavorables, réduisent leur capacité à détecter et éviter les structures des éoliennes, y compris le mât.

Des études ont aussi montré que les éoliennes génèrent des tourbillons d'air (wake turbulence) derrière leurs pales en rotation (Krijgsveld et al., 2009). Cette turbulence peut perturber le vol des oiseaux, en particulier les plus légers. Krijgsveld et al. (2009) ont ainsi retrouvé des corps de roitelets huppés (*Regulus regulus*) morts sous des éoliennes installés sur terre, sans trace de blessure externe, suggérant qu'ils avaient été « emportés dans la turbulence derrière la turbine ». Autrement dit, de petits passereaux pris dans le sillage peuvent se désorienter et percuter la tour ou les pales (Aschwanden et al., 2018; Drewitt & Langston, 2006; Martin & Banks, 2023). Bien que son impact exact sur les oiseaux reste encore très peu étudié, on peut s'attendre à ce que cette turbulence diminue la stabilité du vol (surtout pour les oiseaux planants ou au vol léger) et élargisse la zone dangereuse en aval de la turbine.

Par ailleurs, la configuration et les caractéristiques techniques des parcs éoliens offshore influencent également l'exposition des oiseaux. Les parcs denses offrent peu d'espaces de contournement, créant un effet barrière, particulièrement problématique en conditions de visibilité réduite. Par exemple, des observateurs ont constaté que des grands oiseaux (oies, bécasseaux, sternes) réagissent aux éoliennes à plusieurs centaines de mètres : ils volaient plus haut ou changeaient de direction en approchant d'un parc (Exo et al., 2003). L'effet exact de la lumière (feux de signalisations) sur le comportement des oiseaux dans ces situations reste encore mal compris, mais il pourrait contribuer à accroître le danger en perturbant leur orientation (Hüppop *et al.,* 2006*)*.

Enfin, différents travaux mettent en avant un risque important de la multiplication du nombre de parcs éoliens offshore dans les zones de forte migration et les effets cumulatifs de ces derniers (Brabant et al., 2015; Hüppop et al., 2006; Schwemmer et al., 2023). Au vu du peu de connaissances sur l'impact des parcs éoliens offshore sur les oiseaux migrateurs terrestres tant en termes de mortalité directe par collision que de l'effet cumulatif de nombreux évitements, il apparaît nécessaire et urgent de développer des méthodes permettant d'évaluer la sensibilité des oiseaux migrateurs terrestres aux parcs éoliens offshores d'une échelle locale à l'ensemble de la voie de migration. Nos résultats indiquent que les migrateurs terrestres utilisent fortement l'espace aérien dans lequel les parcs d'éoliennes flottantes sont prévus dans le golfe du Lion, néanmoins les données actuelles ne

permettent pas de quantifier finement les impacts relatifs (notamment à l'échelle d'un parc éolien en mer) selon les variables présentées dans ce paragraphe.

6. Discussion générale

6.1 Résumé des connaissances acquises

La combinaison des données de comptages visuels en mer provenant de quatre programmes de suivi de la mégafaune marine nous a permis d'élaborer des cartes d'utilisation relative du golfe du Lion pour huit espèces (ou groupes d'espèces) d'oiseaux marins en période de reproduction, et 14 espèces en période hivernale. Ces données ont ensuite été combinées à des localisations de suivis GPS pour quatre espèces nicheuses, dont trois espèces hivernantes, grâce à la construction d'un modèle intégré, permettant d'améliorer la précision des estimations. La pondération des cartes obtenues par un score de vulnérabilité vis à vis du risque éolien révèlent des niveaux de vulnérabilité contrastés au sein du golfe du Lion. Tandis qu'en période de reproduction les zones de risque relatifs les plus élevées se situent principalement près des côtes, en dehors de la période de reproduction s'ajoutent à ces zones des zones plus au large, en particulier à l'ouest du golfe.

Concernant les migrateurs terrestres, la combinaison des données issus de suivis par balise GPS avec les échos enregistrés par radar verticaux embarqués nous a permis de produire les premières cartes de flux migratoires en mer dans le golfe du Lion. Ces résultats montrent une superposition importante, en particulier lors de remontée des migrateurs en saison prénuptiale, entre les zones de forte intensité migratoire et celles des zones envisagées pour la construction de parcs éoliens offshore dans le golfe du Lion. Ensuite, la construction de plusieurs modèles de hauteurs de vol (à partir de données GPS et radars ornithologiques) nous a permis de montrer des différences dans les distributions des hauteurs de vol entre groupes d'espèces, saisons de migration et selon la distance à la côte. Les résultats des modèles intégrés indiquent qu'une proportion importante d'oiseaux de grande taille volent à des altitudes basses, dans la tranche d'altitude de pales de futures éoliennes en mer.

Le programme MIGRALION a permis de renforcer considérablement la connaissance de l'utilisation du golfe du Lion par les oiseaux. Nous pouvons toujours poursuivre ces études pour confirmer et affiner, les patrons observés en fonction des espèces et groupes taxonomiques, mais une nouvelle étape s'ouvre pour étudier l'impact réel sur les espèces par des dispositifs de quantification de la mortalité et des effets de cette mortalité sur la dynamique des populations.

6.2 Défis de l'intégration de données multi-sources

La collecte de données dans une zone aussi large que le golfe du Lion présente des défis logistiques importants en raison de l'immensité et de l'inaccessibilité des environnements marins. Pour y remédier, diverses méthodes de surveillance ont été employées dans MIGRALION, notamment la télémétrie, les radars ornithologiques et des campagnes par bateau de comptages visuels et par radar vertical embarqué. Utilisée indépendamment, chacune de ces méthodes fournit des informations complémentaires mais incomplètes sur l'utilisation de l'espace par les oiseaux. Certaines méthodes offrent des données à haute résolution sur une petite échelle, tandis que d'autres permettent une couverture plus large avec une précision moindre. En théorie, l'intégration de ces diverses sources de données par le biais d'approches de modélisation avancées devrait améliorer notre capacité à obtenir

des informations à une échelle plus fine sur une zone plus étendue. Cependant, notre expérience dans ce domaine, en particulier dans le contexte de la planification de l'éolien en mer, met en évidence les défis méthodologiques d'une telle approche.

Tout d'abord, l'intégration des données ne remplace pas la nécessité d'un échantillonnage solide et suffisant pour chaque méthode. Il reste essentiel de s'assurer que chaque ensemble de données est collecté selon un protocole d'échantillonnage cohérent et représentatif du phénomène biologique étudié. La simple agrégation de données provenant de plusieurs programmes indépendants pourrait introduire des biais et des représentations erronées du phénomène biologique étudié. Les stratégies de collecte de données doivent être soigneusement conçues en prévision d'une modélisation intégrée, plutôt que de s'appuyer sur des combinaisons post hoc d'ensembles de données disparates. Notre étude montre ainsi que, même lorsque planifiées à l'échelle d'un même programme, les données provenant de différentes sources sont difficiles à intégrer en raison de différences fondamentales dans le type d'informations qu'elles fournissent. De plus, si une source de données est bien plus importante que l'autre, comme cela peut être le cas par exemple avec les données de télémétrie par rapport aux données de comptage, alors son biais potentiel ne sera que très difficilement contre-balancé par l'autre source. Néanmoins, dans notre modèle sur les oiseaux marins, le fait de passer par un modèle basé sur des covariables environnementales permet de modérer, en partie, l'impact de ce poids trop important. La pondération des jeux de données dans les modèles intégrés est encore un champ de recherche récent qui est voué à s'affiner dans les années à venir, notamment pour limiter les potentiels biais liés à l'utilisation de jeux de données de tailles hétérogènes (Fletcher et al., 2019; Winter et al., 2024). A noter ici, que la notion de poids des jeux de données n'est pas liée à leur fiabilité. Toutes les données utilisées sont fiables. Cette notion de poids des jeux de données est liée au fait que certains types de données peuvent par exemple représenter un comportement, une classe d'âge ou un groupe d'espèces de façon plus importante qu'un autre type de données.

Ainsi, bien que la combinaison de plusieurs sources de données offre des pistes très prometteuses, elle reste une approche complexe qui nécessite une mise en œuvre prudente, en particulier dans les zones en mer éloignées où la prévision et l'interprétation de l'utilisation de l'espace par les oiseaux restent un défi.

6.3 Limites identifiées et perspectives

Plusieurs défis importants ont été identifiés dans ce travail, nous revenons ici sur les perspectives à prioriser pour poursuivre l'effort de recherche et de gestion durable de ces écosystèmes sensibles et essentiels. Il est important de noter que les perspectives à envisager ne sont pas les mêmes selon la question à laquelle nous cherchons à répondre. Ces premières perspectives relèvent d'un ordre assez général :

- **Amélioration des protocoles d'échantillonnage en réponse aux questions** :
    - Il est essentiel de standardiser et d'harmoniser les protocoles d'acquisition de données (notamment lors des suivis réglementaires des parcs éoliens en mer) afin de faciliter l'intégration et la comparaison des données issues de différentes campagnes de suivi. Par exemple, lors des campagnes en mer, il est recommandé de relever de manière systématique les conditions d'observation (état de la mer, conditions de luminosité, etc.)

et de les consigner dans les bases de données dès les premières étapes du traitement. Il est également crucial de documenter précisément les protocoles utilisés, en précisant notamment, pour les relevés en *strip transect*, la distance maximale d'observation retenue, et pour les relevés en *distance sampling*, les distances perpendiculaires mesurées à chaque détection.

- Renforcer les efforts d'échantillonnage aux espèces les moins documentées pour combler les lacunes existantes. Par exemple, diversifier l'échantillonnage spatial des lieux d'équipement par balises GPS (différentes colonies pour les oiseaux marins, différentes provenances pour les migrateurs terrestres), et diversifier les espèces, ainsi que le type d'individus avec différents âge, sexe et statut de reproduction. Il est essentiel aussi d'équiper les espèces marines endémiques de Méditerranée (Goéland d'Audouin, cormoran de Desmaret) pour affiner les scores de vulnérabilité, et d'équiper des oiseaux non reproducteurs (notamment pour les puffins) pour capter d'éventuelles différences de comportement avec les reproducteurs.

- **Renforcement des collaborations scientifiques et partage des données :**

  - Promouvoir une coopération accrue entre différents programmes de recherche à l'échelle européenne et méditerranéenne pour accroître la robustesse/représentativité des données utilisées et favoriser les échanges méthodologiques. Il apparaît en effet comme primordial de prévoir de mettre à jour les analyses réalisées dans MIGRALION quand de nouvelles données seront disponibles. Par exemple, le suivi par balise GPS étant en plein essor, des dizaines voire des centaines d'individus sont, à l'heure où ce rapport est écrit, suivis en Europe, il convient alors de maximiser la connaissance produite suite à leur équipement.

    - **Intégration des connaissances acquises dans la planification des parcs éolien en mer**:

  - Faire évoluer et généraliser l'approche intégrée qui permet de systématiser l'utilisation des nouvelles connaissances écologiques dans toutes les phases de la planification, en minimisant ainsi les impacts potentiels sur les espèces et habitats sensibles. Pour cela, prévoir des protocoles d'acquisition de données interopérables entre différents suivis.

Enfin, nos travaux nous ont également permis d'identifier des verrous de connaissances techniques et pistes de recherches qu'il nous semble important de prioriser, que nous résumons ci-dessous :

- **Suivi de la traversée de la mer par les migrateurs terrestre de petite taille :**

  - Les technologies employées dans le programme, même combinées, ne permettent à ce jour malheureusement pas d'obtenir une description précise des flux et hauteurs de vol des migrateurs terrestres de petite taille (ne pouvant pas être équipés de balise GPS) au-dessus du golfe du Lion. Bien que plusieurs pistes aient été présentées dans les parties concernées, ce point nous apparaît comme un des verrous les plus complexes à résoudre actuellement, il sera donc très important de suivre le

développement des nouvelles technologies (en particulier la réduction de la taille et du poids des balises).

- **Utilisation du golfe du Lion par les chiroptères :**
    - Des observations de chiroptères ont été faites en pleine mer lors des campagnes par bateau, confirmant que certaines espèces utilisent l'espace maritime du golfe du Lion lors de trajets migratoires. De façon analogue à ce qui a été observé pour les oiseaux, différents effets susceptibles d'avoir un impact ont été rapporté : mortalité par collision, réactions comportementales, y compris l'évitement, le déplacement et l'attraction (Lagerveld et al., 2024; K. A. Williams et al., 2024). Il apparaît donc primordial d'améliorer les connaissances quant au risque d'exposition et la vulnérabilité vis à vis de l'éolien en mer des différentes espèces, en particulier car ce sont des espèces longévives pour lesquelles les conséquences au niveau des populations (structure et tendances) peuvent être lourdes (Brabant et al., 2021; Gaultier et al., 2020). Différentes techniques d'échantillonnage acoustique sont actuellement testées sur la façade Atlantique dans le cadre du programme MIGRATLANE. Également, en Europe du nord de premières études explorent l'utilisation du système Motus pour les suivis individuels des trajets chauves-souris (Lagerveld et al., 2024).

- **Évaluation et quantification de la détection des cibles par radar, en particulier en mer :**
    - Un point identifié comme clé dans la synthèse récente du BTO concerne le manque de connaissances approfondies des probabilités de détection spécifiques aux espèces associées à chaque méthode (radar ornithologique BirdScan et radars verticaux embarqués sur bateau). Cette information est pourtant nécessaire pour déterminer avec fiabilité le volume effectivement échantillonné, et par conséquent, la distribution des hauteurs de vol (Feather et al., 2025). De telles évaluations sont nécessaires, et devraient être entreprises à la fois dans des conditions expérimentales et sur le terrain, voir être prioritaires par rapport à la simple collecte de données supplémentaires (May et al., 2017). Des modèles expérimentaux qui facilitent l'évaluation de l'exactitude et de la précision tridimensionnelles de la localisation des cibles sont nécessaires pour comprendre pleinement les limites des différentes méthodes. Cela peut être réalisé en comparant les valeurs avec celles de cibles mobiles (par exemple, drones, ballons, cerfs-volants) ou stationnaires (par exemple, sites de contrôle au sol, structures) de taille et de position connues.

    - De telles avancées concernant la détection des différentes méthodes radar permettront d'identifier le matériel qui serait le plus adapté pour aborder les questions développées dans ce rapport et obtenir un échantillonnage spatial et temporel adapté (Voir synthèses Cordes & May, 2023; Leemans et al., 2022; Nilsson et al., 2018; Skov & Ward, 2023). Il convient de se baser sur ces retours d'expériences des études en Europe du nord pour identifier les technologies à prévoir (radars ornithologiques radars ornithologiques à la côte ou en mer, caméra 3D/thermiques etc…) lors de la construction des parcs éoliens et plateformes associées dans le golfe

du Lion, pour les études d'impacts. Par ailleurs, on pourrait imaginer que le radar vertical utilisé dans MIGRALION pourrait être embarqué lors de trajets réguliers de bateaux circulant dans la zone d'étude, en veillant à diversifier l'échantillonnage temporel. Enfin, comme mentionné précédemment en discussions de ce rapport, la spatialisation en trois dimensions des cibles enregistrées par radar météo, matériel déjà en place mais dont les méthodes analytiques sont en développement actuellement, pourrait fournir des informations sur les flux et hauteurs de vol des migrateurs terrestres sur une couverture spatiale large (Roy et al., 2025). Néanmoins, en mer cela reste complexe du fait du manque de données in-situ issues de radars ornithologiques en mer pour pouvoir confirmer si les estimations sont réalistes ou non.

- **Vers des modèles de sélection d'habitat en 4 dimensions :**
    - Pour des espèces volantes telles que les oiseaux et les chauves-souris, l'espace aérien (ou aérosphère) peut être défini comme un habitat à part entière (Diehl et al., 2017). Des approches récentes permettent de considérer les différentes dimensions (longitude, latitude, altitude et temps) dans un modèle mécanistique unique permettant d'estimer de la sélection d'habitats au travers de relations entre localisations GPS et variables environnementales. Ces modèles permettent de fournir par exemple des cartes du risque relatif de collision avec des infrastructures aériennes en 3 ou 4 dimensions (Hemery et al., 2024). Bien qu'à l'heure actuelle le nombre d'individus suivis et le nombre de localisations GPS dans MIGRALION soient un peu limités pour envisager ces approches, ces nombres augmentant progressivement il pourrait être possible dans quelques années de coupler ce modèle à celui d'espace-état utilisé dans cette étude. Pour que l'ensemble des paramètres de tels modèles puissent être identifiables, il sera primordial de continuer à améliorer les connaissances et la modélisation des incertitudes et erreurs associées aux localisations GPS (en particulier la composante altitude ; Feather et al., 2025).

Le travail effectué dans MIGRALION a permis d'enrichir les connaissances sur l'utilisation du golfe du Lion par les oiseaux et d'identifier les perspectives techniques et de recherches associées qu'il convient de mener pour affiner les patrons observés. Une seconde phase urgente s'amorce désormais : celle de l'évaluation concrète de l'impact des futurs parcs sur les espèces, en mettant en place des dispositifs permettant de quantifier les impacts de l'éolien sur l'avifaune et d'en analyser les conséquences sur la dynamique des populations.

Dans le cadre du Groupe de Travail Groupe de travail sur les effets cumulés des projets d'énergies marines renouvelables (GT ECUME), trois projets ont été lancés afin de réaliser une première évaluation de l'impact cumulé des sept premiers parcs éoliens offshore autorisés le long de l'arc Atlantique français sur les oiseaux marins. Le premier de ces projets, intitulé BIRD RISK et conduit par le bureau d'études Natural Power, visait à estimer le risque de collision des oiseaux marins avec les éoliennes en s'appuyant sur des relevés de densité d'oiseaux observés sur les futures zones des parcs analysés à l'aide de modèles mathématiques existants (*Collision Risk Models*, CRM) pour chacun

des parcs concernés. Le second projet, BIRD MOVE, mené par le CEFE, avait pour ambition de développer une méthodologie permettant d'évaluer les effets de déplacement que peuvent engendrer ces parcs sur les oiseaux marins (Mac Call et al., 2025). Enfin, le troisième projet, BIRD DYNAMIC, également porté par le CEFE avait pour finalité d'intégrer les résultats des deux projets précédents dans des modèles de dynamique de population afin d'analyser l'impact cumulé de ces parcs éoliens sur la démographie des oiseaux marins (Chambert et al., 2024).

Au regard des résultats du programme MIGRALION, il apparaît essentiel de reproduire et d'approfondir ce type de recherches en les adaptant spécifiquement au contexte local du golfe du Lion. Cela implique notamment de tenir compte des potentielles différences d'impact entre les éoliennes fixes et flottantes, et d'élargir l'analyse à l'ensemble de l'avifaune. Les chiroptères, tout comme les oiseaux marins et les grands migrateurs terrestres, sont des espèces à longue espérance de vie, ce qui les rend particulièrement vulnérables à l'implantation d'éoliennes : toute hausse de la mortalité peut avoir des répercussions immédiates et significatives sur la dynamique de leurs populations (Brabant et al., 2021 ; Chambert et al., 2024 ; Gaultier et al., 2020), il conviendrait donc aussi d'élargir à ce groupe ce type de travaux. Si les oiseaux de plus petite taille présentent des dynamiques démographiques plus rapides, les espèces migratrices connaissent un déclin généralisé. La mesure directe de la collision est compliquée car la majorité des carcasses tombent vraisemblablement à l'eau, néanmoins les études menées en mer du Nord suggèrent que le phénomène pourrait être important (Hüppop et al., 2006). Mieux prédire les impacts des collisions ou de l'évitement des parcs sur la dynamique des populations de ces espèces est donc aussi urgent. Cependant la modélisation des impacts démographiques sur les migrateurs est pour le moment un défi méthodologique (notamment pour assigner les mortalités aux populations d'origine) qui rend cet objectif inatteignable à court terme.

Pour conclure, mener une évaluation complète et réaliste des effets de l'éolien en mer sur l'avifaune passera par des approches tenant compte de l'ensemble des pressions anthropiques qui s'exercent simultanément sur les espèces. La superposition d'impacts liés à l'éolien en mer, à la pêche industrielle, au trafic maritime, à la pollution lumineuse et plastique, ainsi qu'aux effets du changement climatique, crée un contexte environnemental complexe, où les perturbations ne s'additionnent pas nécessairement de manière linéaire, mais peuvent interagir et amplifier leurs effets respectifs. Comprendre ces impacts cumulés constitue un défi majeur pour la conservation de l'avifaune, mais aussi une étape incontournable pour garantir un développement durable des énergies marines, fondé sur une connaissance fine des dynamiques écologiques à l'échelle des écosystèmes marins.

7. Références bibliographiques

Aarts, G., Fieberg, J., & Matthiopoulos, J. (2012). Comparative interpretation of count, presence–absence and point methods for species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, *3*(1), 177-187. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00141.x

Aarts, G., MacKenzie, M., McConnell, B., Fedak, M., & Matthiopoulos, J. (2008). Estimating space-use and habitat preference from wildlife telemetry data. *Ecography*, *31*(1), 140-160. https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.0523x

Abbott, A. L., Deng, Y., Badwey, K., Farnsworth, A., & Horton, K. G. (2023). Inbound arrivals : Using weather surveillance radar to quantify the diurnal timing of spring trans-Gulf bird migration. *Ecography*, *2023*(8), e06644. https://doi.org/10.1111/ecog.06644

Adamík, P., Emmenegger, T., Briedis, M., Gustafsson, L., Henshaw, I., Krist, M., Laaksonen, T., Liechti, F., Procházka, P., Salewski, V., & Hahn, S. (2016). Barrier crossing in small avian migrants : Individual tracking reveals prolonged nocturnal flights into the day as a common migratory strategy. *Scientific Reports*, *6*(1). https://doi.org/10.1038/srep21560

Adams, C. A., Tomaszewska, M. A., Henebry, G. M., & Horton, K. G. (2025). Shifts in avian migration phenologies do not compensate for changes to conditions en route in spring and fall. *Ecology*, *106*(5). https://doi.org/10.1002/ecy.70110

Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, *64*(4), 233-247. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6

Åkesson, S., Bianco, G., & Hedenström, A. (2016). Negotiating an ecological barrier : Crossing the Sahara in relation to winds by common swifts. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *371*(1704), 20150393. https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0393

Alerstam, T. (2001). Detours in Bird Migration. *Journal of Theoretical Biology*, *209*(3), 319-331. https://doi.org/10.1006/jtbi.2001.2266

Alston, J. M., Fleming, C. H., Kays, R., Streicher, J. P., Downs, C. T., Ramesh, T., Reineking, B., & Calabrese, J. M. (2023). Mitigating pseudoreplication and bias in resource selection functions with autocorrelation-informed weighting. *Methods in Ecology and Evolution*, *14*(2), 643-654. https://doi.org/10.1111/2041-210X.14025

Arnold, T. W., Clark, R. G., Koons, D. N., & Schaub, M. (2018). Integrated population models facilitate ecological understanding and improved management decisions. *The Journal of Wildlife Management*, *82*(2), 266-274. https://doi.org/10.1002/jwmg.21404

Aschwanden, J., Stark, H., Peter, D., Steuri, T., Schmid, B., & Liechti, F. (2018). Bird collisions at wind turbines in a mountainous area related to bird movement intensities measured by radar. *Biological Conservation*, *220*, 228-23 https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.005

Auger-Méthé, M., Field, C., Albertsen, C. M., Derocher, A. E., Lewis, M. A., Jonsen, I. D., & Mills Flemming, J. (2016). State-space models' dirty little secrets : Even simple linear Gaussian models can have estimation problems. *Scientific Reports*, *6*(1). https://doi.org/10.1038/srep26677

Avgar, T., Potts, J. R., Lewis, M. A., & Boyce, M. S. (2016). Integrated step selection analysis : Bridging the gap between resource selection and animal movement. *Methods in Ecology and Evolution*, *7*(5), 619-630. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12528

Banaru, D., Mellon, C., & Roos, D. (2013). Trophic structure in the Gulf of Lions marine ecosystem (north-western Mediterranean Sea) and fishing impacts. *Journal of Marine Systems*, *111-112*, 45-68.

Bauer, S., & Hoye, B. J. (2014). Migratory Animals Couple Biodiversity and Ecosystem Functioning Worldwide. *Science*, *344*(6179). https://doi.org/10.1126/science.1242552

Bon, C., De Grissac, S., & Girard, T. (2021). *MIGRALION - Caractérisation de l'utilisation du golfe du Lion par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires : Rapport intermédiaire lot 1- Etat des connaissances de la faune volante dans le golfe du Lion* (p. 1-117). Rapport pour l'OFB.

Bonnaud, E., Bourgeois, K., Vidal, E., Kayser, Y., Tranchant, Y., & Legrand, J. (2007). Feeding Ecology of a Feral Cat Population on a Small Mediterranean Island. *Journal of Mammalogy*, *88*(4), 1074-1081. https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-031R2.1

Bourrin, F. (2007). *Variabilité et devenir des apports sédimentaires par les fleuves côtiers : Cas du système Têt—Littoral roussillonnais dans le golfe du Lion*. Thèse de doctorat. Université de Perpignan.

Boyce, M. S., & McDonald, L. L. (1999). Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology & Evolution*, *14*(7), 268-272. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01593-1

Brabant, R., Laurent, Y., Jonge Poerink, B., & Degraer, S. (2021). The Relation between Migratory Activity of Pipistrellus Bats at Sea and Weather Conditions Offers Possibilities to Reduce Offshore Wind Farm Effects. *Animals*, *11*(12), 3457. https://doi.org/10.3390/ani11123457

Brabant, R., Vanermen, N., Stienen, E. W. M., & Degraer, S. (2015). Towards a cumulative collision risk assessment of local and migrating birds in North Sea offshore wind farms. *Hydrobiologia*, *756*(1), 63-74. https://doi.org/10.1007/s10750-015-2224-2

Bradarić, M., Kranstauber, B., Bouten, W., Van Gasteren, H., & Baranes, J. S. (2024). Drivers of flight altitude during nocturnal bird migration over the North Sea and implications for offshore wind energy. *Conservation Science and Practice*, *6*(4), e13114. https://doi.org/10.1111/csp2.13114

Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A. N., Caldow, R. W. G., & Hume, D. (2014). Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE*, *9*(9), e10636 https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106366

Broström, G., et al., "Atmosphere andocean dynamics (2019). In: Perrow, M.R. (ed.) Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Vol. 3 Offshore: Potential effects, Chapter: 3." *Pelagic Publishing, Exeter*, UK, Sept. 5, 2019. isbn: 978-1-78427-131-2.

Bruderer, B., & Peter, D. (2022). Topography and wind moulding directions of autumn migration between Europe and the West African savannas. *Journal of Ornithology*, *163*(2), 357-371. https://doi.org/10.1007/s10336-022-01971-8

Bruderer, B., Peter, D., & Korner-Nievergelt, F. (2018). Vertical distribution of bird migration between the Baltic Sea and the Sahara. *Journal of Ornithology*, *159*(2), 315-33 https://doi.org/10.1007/s10336-017-1506-z

Brust, V., & Hüppop, O. (2022). Underestimated scale of songbird offshore migration across the south-eastern North Sea during autumn. *Journal of Ornithology*, *163*(1), 51-60. https://doi.org/10.1007/s10336-021-01934-5

Buchan, C., Franco, A. M. A., Catry, I., Gamero, A., Klvaňová, A., & Gilroy, J. J. (2022). Spatially explicit risk mapping reveals direct anthropogenic impacts on migratory birds. *Global Ecology and Biogeography*, *31*(9), 1707-1725. https://doi.org/10.1111/geb.13551

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L. (2001). *Introduction to Distance Sampling : Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University PressOxford. https://doi.org/10.1093/oso/9780198506492.001.0001

Buler, J. J., & Moore, F. R. (2011). Migrant–habitat relationships during stopover along an ecological barrier : Extrinsic constraints and conservation implications. *Journal of Ornithology*, *152*(S1), 101-112. https://doi.org/10.1007/s10336-010-0640-7

Burt, C. S., Kelly, J. F., Trankina, G. E., Silva, C. L., Khalighifar, A., Jenkins-Smith, H. C., Fox, A. S., Fristrup, K. M., & Horton, K. G. (2023). The effects of light pollution on migratory animal behavior. *Trends in Ecology & Evolution*, *38*(4), 355-368. https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.12.006

Carroll, M. J., Wakefield, E. D., Scragg, E. S., Owen, E., Pinder, S., Bolton, M., Waggitt, J. J., & Evans, P. G. H. (2019). Matches and Mismatches Between Seabird Distributions Estimated From At-Sea Surveys and Concurrent Individual-Level Tracking. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *7*, 333. https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00333

CEREMA. (2021). *Étude avifaune en Méditérranée. Valorisation des données télémétriques.* (p. 79) [Rapport d'étude mai 2021].

Certain, G., & Bretagnolle, V. (2008). Monitoring seabirds population in marine ecosystem : The use of strip-transect aerial surveys. *Remote Sensing of Environment*, *112*(8), 3314-3322. https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.01.019

Cerveira, L. R., Pereira, J. M., Veríssimo, S. N., Paiva, V. H., & Ramos, J. A. (2025). Spatial and trophic ecology of the estuarine Little Tern *Sternula albifrons*. *Current Zoology*, zoaf005. https://doi.org/10.1093/cz/zoaf005

Chambert, T., Barbraud, C., Cam, E., Chabrolle, A., Sadoul, N., & Besnard, A. (2024). A modeling approach to forecast local demographic trends in metapopulations. *Ecology*, *105*(12), e4459. https://doi.org/10.1002/ecy.4459

Claudet, J., & Fraschetti, S. (2010). Human-driven impacts on marine habitats : A regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, *143*(9), 2195-220 https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.0004

Coates, P. S., Casazza, M. L., Ricca, M. A., Brussee, B. E., Blomberg, E. J., Gustafson, K. B., Overton, C. T., Davis, D. M., Niell, L. E., Espinosa, S. P., Gardner, S. C., & Delehanty, D. J. (2016). Integrating spatially explicit indices of abundance and habitat quality : An applied example for greater

sage-grouse management. *Journal of Applied Ecology*, *53*(1), 83-95. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12558

Codina-García, M., Militão, T., Moreno, J., & González-Solís, J. (2013). Plastic debris in Mediterranean seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, *77*(1-2), 220-22 https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.002

Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W. W. L., Christensen, V., Karpouzi, V. S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M. L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R., & Pauly, D. (2012). The Mediterranean Sea under siege : Spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, *21*(4), 465-480. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00697.x

Cordes, L., & May, R. (2023). *Long-term monitoring of bird migra-tion across the North and Norwegian Seas.* NINA Report 2350. Norwegian Institute for Nature Research.

Courbin, N., Besnard, A., Péron, C., Saraux, C., Fort, J., Perret, S., Tornos, J., & Grémillet, D. (2018). Short-term prey field lability constrains individual specialisation in resource selection and foraging site fidelity in a marine predator. *Ecology Letters*, *21*(7), 1043-1054. https://doi.org/10.1111/ele.12970

Crawford, B. A., Moore, C. T., Norton, T. M., & Maerz, J. C. (2018). Integrated analysis for population estimation, management impact evaluation, and decision-making for a declining species. *Biological Conservation*, *222*, 33-43. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.023

CREOCEAN (2024). *Synthèse cartographique sur l'environnement pour la planification de l'éolien en mer Façade Méditerranée.* (p. 1-71) [Rapport d'étude mars 2024.].

Cury, P. M., Boyd, I. L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R. J. M., Furness, R. W., Mills, J. A., Murphy, E. J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J. F., Roux, J.-P., Shannon, L., & Sydeman, W. J. (2011). Global Seabird Response to Forage Fish Depletion—One-Third for the Birds. *Science*, *334*(6063), 1703-170 https://doi.org/10.1126/science.1212928

Dannheim J., et al. "Seabed communities (2019). In: Perrow, M.R. (ed.) Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Vol. 3 Offshore: Potential effects, Chapter: 4." Pelagic Publishing, Exeter, UK, Sept. 5, 2019. isbn: 978-1-78427-131-2.

Dénes, F. V., Silveira, L. F., & Beissinger, S. R. (2015). Estimating abundance of unmarked animal populations : Accounting for imperfect detection and other sources of zero inflation. *Methods in Ecology and Evolution*, *6*(5), 543-55 https://doi.org/10.1111/2041-210X.12333

Desmet, P., Shamoun-Baranes, J., Kranstauber, B., Dokter, A. M., Weisshaupt, N., Schmid, B., Bauer, S., Haase, G., Hoekstra, B., Huybrechts, P., Leijnse, H., Noé, N., Van Hoey, S., Wijers, B., & Nilsson, C. (2025). Biological data derived from European weather radars. *Scientific Data*, *12*(1), 361. https://doi.org/10.1038/s41597-025-04641-5

Deyna, C., & Champagnon, J. (2021). *MIGRALION - rapport du recensement et analyse des données non traitées et non publiées sur la faune volante migratrice en méditerranée française, description des conditions d'accès et d'utilisation associées. Lot 1 : Synthèse bibliographique, recensement de données, gestion de l'accessibilité des données.* (p. 1-25) [Rapport pour l'OFB.].

Diehl, R. H., Peterson, A. C., Bolus, R. T., & Johnson, D. (2017). *Extending the Habitat Concept to the Airspace*.

Dierschke, V., Furness, R. W., & Garthe, S. (2016). Seabirds and offshore wind farms in European waters : Avoidance and attraction. *Biological Conservation*, *202*, 59-68. https://doi.org/10.1016/j.biocon.20108.016

Dokter, A. M., Baptist, M. J., Ens, B. J., Krijgsveld, K. L., & Van Loon, E. E. (2013). Bird Radar Validation in the Field by Time-Referencing Line-Transect Surveys. *PLoS ONE*, *8*(9), e74129. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074129

Dokter, A. M., Liechti, F., Stark, H., Delobbe, L., Tabary, P., & Holleman, I. (2011). Bird migration flight altitudes studied by a network of operational weather radars. *Journal of The Royal Society Interface*, *8*(54), 30-43. https://doi.org/10.1098/rsif.2010.0116

Dorémus, G., Laran, S., & Van Canneyt, O. (2020). *Guide méthodologique des campagnes d'observation aérienne de la mégafaune marine. Cahier technique de l'observatoire PELAGIS sur le suivi de la mégafaune marine. La Rochelle Université et CNRS* (p. 1-59).

Drewitt, A. L., & Langston, R. H. W. (2006). Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, *148*(s1), 29-42. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2000051x

Duineveld, G. C., Bergman, M. J., & Lavaleye, M. S. (2007). Effects of an area closed to fisheries on the composition of the benthic fauna in the southern North Sea. ICES Journal of Marine Science, 64(5), 899-908.

Duriez, O., Peron, G., Gremillet, D., Sforzi, A., & Monti, F. (2018). Migrating ospreys use thermal uplift over the open sea. *Biology Letters*, *14*(12), 20180687. https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0687

Egunez, A., Louzao, M., Aldalur, A., Menéndez, J., Garate, X., Hidalgo, J., Ferrer, L., & Arizaga, J. (2018). Weather effect on widely distributed seabirds through migration flyways : A case study with the Northern Gannet *Morus bassanus* in the Bay of Biscay. *Bird Study*, *65*(3), 365-372. https://doi.org/10.1080/00063657.2018.1515177

Elliott, M., Borja, A., & Cormier, R. (2020). Activity-footprints, pressures-footprints and effects-footprints – Walking the pathway to determining and managing human impacts in the sea. *Marine Pollution Bulletin*, *155*, 111201. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111201

Elton, C. S. (2001). *Animal ecology* (University of Chicago Press.).

Espinasse, B., Carlotti, F., Zhou, M., & Devenon, J. (2014). Defining zooplankton habitats in the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea) using size structure and environmental conditions. *Marine Ecology Progress Series*, *506*, 31-4 https://doi.org/10.3354/meps10803

Ester, M., Kriegel, H.-P., & Xu, X. (1996). A Density-Based Algorithm for Discovering Clusters in Large Spatial Databases with Noise.

EU Directive (2018). Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources. Available at: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv:OJ.L_.2018.328.01.0082.01.ENG

Evans, R., Lea, M., & Hindell, M. A. (2021). Predicting the distribution of foraging seabirds during a period of heightened environmental variability. *Ecological Applications*, *31*(5), e02343. https://doi.org/10.1002/eap.2343

Everaert, J., & Stienen, E. W. M. (2008). Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). In D. L. Hawksworth & A. T. Bull (Éds.), *Biodiversity and Conservation in Europe* (Vol. 7, p. 103-117). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6865-2_8

Exo, K.-M., Huppop, O., & Garthe, S. (2003). Birds and Offshore Wind Farms: A Hot Topic in Marine Ecology. *Wader Study Group Bulletin: 100, 1, 13.*

Farr, M. T., Green, D. S., Holekamp, K. E., & Zipkin, E. F. (2021). Integrating distance sampling and presence-only data to estimate species abundance. *Ecology*, *102*(1), e03204. https://doi.org/10.1002/ecy.3204

Fauchald, P., Ollus, V. M. S., Ballesteros, M., Breistøl, A., Christensen-Dalsgaard, S., Molværsmyr, S., Tarroux, A., Systad, G. H., & Moe, B. (2024). Mapping seabird vulnerability to offshore wind farms in Norwegian waters. *Frontiers in Marine Science*, *11*, 1335224. https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1335224

Fayet, A. L., Freeman, R., Shoji, A., Padget, O., Perrins, C. M., & Guilford, T. (2015). Lower foraging efficiency in immatures drives spatial segregation with breeding adults in a long-lived pelagic seabird. *Animal Behaviour*, *110*, 79-89. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2015.09.008

Feather, A. P., Burton, N. H. K., Johnston, D. T., & Boersch-Supan, P. H. (2025). *A review of existing methods to collect data on seabird flight height distributions and their use in offshore wind farm impact assessments.* (BTO Research Report 780). British Trust for Ornithology.

Ferrarini, A., Celada, C., & Gustin, M. (2022). Anthropogenic Pressure and Climate Change Could Severely Hamper the Avian Metacommunity of the Sicilian Wetlands. *Diversity*, *14*(9), 69 https://doi.org/10.3390/d14090696

Fieberg, J., Signer, J., Smith, B., & Avgar, T. (2021). A 'How to' guide for interpreting parameters in habitat-selection analyses. *Journal of Animal Ecology*, *90*(5), 1027-1043. https://doi.org/10.1111/1365-26513441

Fletcher, R. J., Hefley, T. J., Robertson, E. P., Zuckerberg, B., McCleery, R. A., & Dorazio, R. M. (2019). A practical guide for combining data to model species distributions. *Ecology*, *100*(6), e02710. https://doi.org/10.1002/ecy.2710

Fraysse, M., Pairaud, I., Ross, O. N., Faure, V. M., & Pinazo, C. (2014). Intrusion of Rhone River diluted water into the Bay of Marseille: Generation processes and impacts on ecosystem functioning. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *119*(10), 6535-655 https://doi.org/10.1002/2014JC010022

Furness, R. W., Wade, H. M., & Masden, E. A. (2013). Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management*, *119*, 56-6 https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.025

Galtbalt, B., Lilleyman, A., Coleman, J. T., Cheng, C., Ma, Z., Rogers, D. I., Woodworth, B. K., Fuller, R. A., Garnett, S. T., & Klaassen, M. (2021). Far eastern curlew and whimbrel prefer flying low—

Wind support and good visibility appear only secondary factors in determining migratory flight altitude. *Movement Ecology*, *9*(1), 32. https://doi.org/10.1186/s40462-021-00267-5

Garthe, S., & Hüppop, O. (2004). Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds : Developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology*, *41*(4), 724-734. https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00918.x

Garthe, S., Markones, N., Hüppop, O., & Adler, S. (2009). Effects of hydrographic and meteorological factors on seasonal seabird abundance in the southern North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, *391*, 243-255. https://doi.org/10.3354/meps08170

Gatti, J., Petrenko, A., Devenon, J.-L., Leredde, Y., & Ulses, C. (2006). The Rhone river dilution zone present in the northeastern shelf of the Gulf of Lion in December 2003. *Continental Shelf Research*, *26*(15), 1794-1805. https://doi.org/10.1016/j.csr.20005.012

Gauld, J. G., Silva, J. P., Atkinson, P. W., Record, P., Acácio, M., Arkumarev, V., Blas, J., Bouten, W., Burton, N., Catry, I., Champagnon, J., Clewley, G. D., Dagys, M., Duriez, O., Exo, K., Fiedler, W., Flack, A., Friedemann, G., Fritz, J., … Franco, A. M. A. (2022). Hotspots in the grid : Avian sensitivity and vulnerability to collision risk from energy infrastructure interactions in Europe and North Africa. *Journal of Applied Ecology*, *59*(6), 1496-1512. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14160

Gaultier, S. P., Blomberg, A. S., Ijäs, A., Vasko, V., Vesterinen, E. J., Brommer, J. E., & Lilley, T. M. (2020). Bats and Wind Farms : The Role and Importance of the Baltic Sea Countries in the European Context of Power Transition and Biodiversity Conservation. *Environmental Science & Technology*, *54*(17), 10385-10398. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00070

Geldart, E. A., Howes, L.-A., Wheeler, H., & Mackenzie, S. A. (2022). *A review of Impacts of Tracking Devices on Birds*. 47(4).

Gili, J. M., Domínguez-Carrió, C., Gori, A., Grinyó, J., Isla, E., Madurell, T., ... & Requena, S. (2013). Description of the ecology of the Gulf of Lions shelf and slope area and identification of the areas that may deserve to be protected.

Goodale, M. W., Milman, A., & Griffin, C. R. (2019). Assessing the cumulative adverse effects of offshore wind energy development on seabird foraging guilds along the East Coast of the United States. *Environmental Research Letters*, *14*(7), 074018. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab205b

Green, R. E., Langston, R. H. W., McCluskie, A., Sutherland, R., & Wilson, J. D. (2016). Lack of sound science in assessing wind farm impacts on seabirds. *Journal of Applied Ecology*, *53*(6), 1635-1641. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12731

Grémillet, D., Ponchon, A., Paleczny, M., Palomares, M.-L. D., Karpouzi, V., & Pauly, D. (2018). Persisting Worldwide Seabird-Fishery Competition Despite Seabird Community Decline. *Current Biology*, *28*(24), 4009-4013.e2. https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.10.051

Guélat, J., & Kéry, M. (2018). Effects of spatial autocorrelation and imperfect detection on species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, *9*(6), 1614-1625. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12983

Guilherme, J. L. (2022). Informer la conservation des oiseaux terrestres, des rapaces et des cigognes sur la voie de migration Afrique-Asie en utilisant des données de biotélémétrie. Thèse de doctorat. Université de Montpellier.

Guilherme, J. L., Jones, V. R., Catry, I., Beal, M., Dias, M. P., Oppel, S., Vickery, J. A., Hewson, C. M., Butchart, S. H. M., & Rodrigues, A. S. L. (2023). Connectivity between countries established by landbirds and raptors migrating along the African–Eurasian flyway. *Conservation Biology*, *37*(1), e14002. https://doi.org/10.1111/cobi.14002

Hahsler, M., Piekenbrock, M., & Doran, D. (2019). **dbscan**: Fast Density-Based Clustering with *R*. *Journal of Statistical Software*, *91*(1). https://doi.org/10.18637/jss.v091.i01

Halpern, B. S., & Fujita, R. (2013). Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. *Ecosphere*, *4*(10), 1-11. https://doi.org/10.1890/ES13-00181.1

Hamza, F., Hanane, S., Almalki, M., & Chokri, M.-A. (2023). How urbanization and industrialization shape breeding bird species occurrence in coastal Mediterranean oasis system. *Urban Ecosystems*, *26*(1), 185-19 https://doi.org/10.1007/s11252-022-01271-2

Hedenström, A. (2010). Extreme Endurance Migration: What Is the Limit to Non-Stop Flight? *PLoS Biology*, *8*(5), e1000362. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000362

Hedh, L., & Hedenström, A. (2023). Consequences of migratory distance, habitat distribution and season on the migratory process in a short distance migratory shorebird population. *Movement Ecology*, *11*(1), 40. https://doi.org/10.1186/s40462-023-00400-6

Hemery, A. (2024). *Risk4DRaptors : Prédire les risques de collision des grands oiseaux avec les infrastructures aériennes*. Thèse de doctorat. Université Paris sciences et lettres.

Horton, K. G., Van Doren, B. M., La Sorte, F. A., Cohen, E. B., Clipp, H. L., Buler, J. J., Fink, D., Kelly, J. F., & Farnsworth, A. (2019). Holding steady: Little change in intensity or timing of bird migration over the Gulf of Mexico. *Global Change Biology*, *25*(3), 1106-1118. https://doi.org/10.1111/gcb.14540

Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K., Fredrich, E., & Hill, R. (2006). Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis*, *148*(s1), 90-109. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2000053x

Isaac, N. J. B., Jarzyna, M. A., Keil, P., Dambly, L. I., Boersch-Supan, P. H., Browning, E., Freeman, S. N., Golding, N., Guillera-Arroita, G., Henrys, P. A., Jarvis, S., Lahoz-Monfort, J., Pagel, J., Pescott, O. L., Schmucki, R., Simmonds, E. G., & O'Hara, R. B. (2020). Data Integration for Large-Scale Models of Species Distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, *35*(1), 56-67. https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.08.006

Jiguet, F., Burgess, M., Thorup, K., Conway, G., Arroyo Matos, J. L., Barber, L., Black, J., Burton, N., Castelló, J., Clewley, G., Copete, J. L., Czajkowski, M. A., Dale, S., Davis, T., Dombrovski, V., Drew, M., Elts, J., Gilson, V., Grzegorczyk, E., … Hewson, C. (2019). Desert crossing strategies of migrant songbirds vary between and within species. *Scientific Reports*, *9*(1). https://doi.org/10.1038/s41598-019-56677-4

Johnston, A., Cook, A. S. C. P., Wright, L. J., Humphreys, E. M., & Burton, N. H. K. (2014). Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, *51*(1), 31-41. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12191

Joo, R., Boone, M. E., Clay, T. A., Patrick, S. C., Clusella-Trullas, S., & Basille, M. (2020). Navigating through the R packages for movement. *Journal of Animal Ecology*, *89*(1), 248-267. https://doi.org/10.1111/1365-26513116

Kelsey, E. C., Felis, J. J., Czapanskiy, M., Pereksta, D. M., & Adams, J. (2018). Collision and displacement vulnerability to offshore wind energy infrastructure among marine birds of the Pacific Outer Continental Shelf. *Journal of Environmental Management*, *227*, 229-247. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.051

Kéry, M., & Royle, J. A. (2020). *Applied hierarchical modeling in ecology : Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS: Volume 2 : Dynamic and advanced models.* Academic Press.

King, S., "Seabird collision (2019). In: Perrow, M.R. (ed.) Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Vol. 3 Offshore: Potential effects, Chapter: 9." Pelagic Publishing, Exeter, UK, Sept. 5, 2019. isbn: 978-1- 78427-131-2.

Kirby, W. B., Stanbury, A. J., Grice, P. V., Cross, A. V., Dodd, S. G., Hartwell, V., Lewis, J., Smith, D. L., & Bellamy, P. E. (2025). Patterns and drivers of landscape and local habitat use by UK Hawfinches (Coccothraustes coccothraustes) during the breeding season and late winter. *Journal of Ornithology*. https://doi.org/10.1007/s10336-025-02255-7

Koleček, J., Reif, J., Šálek, M., Hanzelka, J., Sottas, C., & Kubelka, V. (2021). Global population trends in shorebirds : Migratory behaviour makes species at risk. *The Science of Nature*, *108*(2), 9. https://doi.org/10.1007/s00114-021-01717-1

Korner-Nievergelt, F., Prévot, C., Hahn, S., Jenni, L., & Liechti, F. (2017). The integration of mark re-encounter and tracking data to quantify migratory connectivity. *Ecological Modelling*, *344*, 87-94. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.20111.009

Kranstauber, B., Bouten, W., Leijnse, H., Wijers, B.-C., Verlinden, L., Shamoun-Baranes, J., & Dokter, A. M. (2020). High-Resolution Spatial Distribution of Bird Movements Estimated from a Weather Radar Network. *Remote Sensing*, *12*(4), 635. https://doi.org/10.3390/rs12040635

Krijgsveld, K. L., Akershoek, K., Schenk, F., Dijk, F., & Dirksen, S. (2009). Collision Risk of Birds with Modern Large Wind Turbines. *Ardea*, *97*(3), 357-36 https://doi.org/10.5253/078.097.0311

Lagerveld, S., De Vries, P., Harris, J., Parsons, S., Debusschere, E., Hüppop, O., Brust, V., & Schmaljohann, H. (2024). Migratory movements of bats are shaped by barrier effects, sex-biased timing and the adaptive use of winds. *Movement Ecology*, *12*(1), 81. https://doi.org/10.1186/s40462-024-00520-7

Lambert, C., Authier, M., Dorémus, G., Gilles, A., Hammond, P., Laran, S., Ricart, A., Ridoux, V., Scheidat, M., Spitz, J., & Van Canneyt, O. (2019). The effect of a multi-target protocol on cetacean detection and abundance estimation in aerial surveys. *Royal Society Open Science*, *6*(9), 19029 https://doi.org/10.1098/rsos.190296

Lambert, C., Authier, M., Dorémus, G., Laran, S., Panigada, S., Spitz, J., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2020). Setting the scene for Mediterranean litterscape management : The first basin-scale quantification and mapping of floating marine debris. *Environmental Pollution*, *263*, 114430. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114430

Lambert, C., Laran, S., David, L., Dorémus, G., Pettex, E., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2017). How does ocean seasonality drive habitat preferences of highly mobile top predators? Part I: The north-western Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, *141*, 115-132. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2010012

Laneri, K., Louzao, M., Martínez-Abraín, A., Arcos, J., Belda, E., Guallart, J., Sánchez, A., Giménez, M., Maestre, R., & Oro, D. (2010). Trawling regime influences longline seabird bycatch in the Mediterranean : New insights from a small-scale fishery. *Marine Ecology Progress Series*, *420*, 241-252. https://doi.org/10.3354/meps08847

Lao, S., Robertson, B. A., Anderson, A. W., Blair, R. B., Eckles, J. W., Turner, R. J., & Loss, S. R. (2020). The influence of artificial light at night and polarized light on bird-building collisions. *Biological Conservation*, *241*, 108358. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108358

Largey, N., Cook, A. S. C. P., Thaxter, C. B., McCluskie, A., Stokke, Bå. G., Wilson, B., & Masden, E. A. (2021). Methods to quantify avian airspace use in relation to wind energy development. *Ibis*, *163*(3), 747-764. https://doi.org/10.1111/ibi.12913

Lato, K. A., Stepanuk, J. E. F., Heywood, E. I., Conners, M. G., & Thorne, L. H. (2022). Assessing the accuracy of altitude estimates in avian biologging devices. *PLOS ONE*, *17*(10), e0276098. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0276098

Lauret, V., Courbin, N., Scher, O., & Besnard, A. (2025). Integrating individual tracking data and spatial surveys to improve estimation of animal spatial distribution. *Ecosphere*, 2025;16:e70283., 1-12. https://doi.org/10.1002/ecs2.70283

Leemans, J. J., Tjørnløv, R. S., Skov, H., & Gyimesi, A. (2022). *Integration of bird radar studies in offshore wind farm Luchterduinen* (Bureau Waardenburg Report 22-188. Waardenburg Ecology, Culemborg.).

Lin, H.-Y., Schuster, R., Wilson, S., Cooke, S. J., Rodewald, A. D., & Bennett, J. R. (2020). Integrating season-specific needs of migratory and resident birds in conservation planning. *Biological Conservation*, *252*, 10882 https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108826

Lindenmayer, D. B., Lavery, T., & Scheele, B. C. (2022). Why We Need to Invest in Large-Scale, Long-Term Monitoring Programs in Landscape Ecology and Conservation Biology. *Current Landscape Ecology Reports*, *7*(4), 137-14 https://doi.org/10.1007/s40823-022-00079-2

Lippert, F., Kranstauber, B., Forré, P., Dokter, A., & Loon, E. E. V. (2025). *Context-dependent decision-making in migratory birds : The roles of regional climate and preceding weather*. https://doi.org/10.22541/au.174679621.14192978/v1

Lloret, J., Turiel, A., Solé, J., Berdalet, E., Sabatés, A., Olivares, A., Gili, J.-M., Vila-Subirós, J., & Sardá, R. (2022). Unravelling the ecological impacts of large-scale offshore wind farms in the Mediterranean Sea. *Science of The Total Environment*, *824*, 153803. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153803

Lok, T., Overdijk, O., & Piersma, T. (2015). The cost of migration : Spoonbills suffer higher mortality during trans-Saharan spring migrations only. *Biology Letters*, *11*(1). https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.0944

Louzao, M., Bécares, J., Rodríguez, B., Hyrenbach, K., Ruiz, A., & Arcos, J. (2009). Combining vessel-based surveys and tracking data to identify key marine areas for seabirds. *Marine Ecology Progress Series*, *391*, 183-197. https://doi.org/10.3354/meps08124

Manly, B. F. J., McDonald, L. L., Thomas, D. L., McDonald, T. L., & Erickson, W. P. (2002). *Resource Selection by Animals : Statistical Design and Analysis for Field Studies.* (Springer Science&Business Media.).

Mao, H., Hu, C., Wang, R., Cui, K., Wang, S., Kou, X., & Wu, D. (2023). Deep-Learning-Based Flying Animals Migration Prediction With Weather Radar Network. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, *61*, 1-13. https://doi.org/10.1109/TGRS.2023.3242315

Markones, N., Dierschke, V., & Garthe, S. (2010). Seasonal differences in at-sea activity of seabirds underline high energetic demands during the breeding period. *Journal of Ornithology*, *151*(2), 329-33 https://doi.org/10.1007/s10336-009-0459-2

Marques, A. T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Pereira, M. J. R., Fonseca, C., Mascarenhas, M., & Bernardino, J. (2014). Understanding bird collisions at wind farms : An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation*, *179*, 40-52. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.08.017

Martin, G. R., & Banks, A. N. (2023). Marine birds : Vision-based wind turbine collision mitigation. *Global Ecology and Conservation*, *42*, e0238 https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02386

Matthiopoulos, J., Wakefield, E., Jeglinski, J. W. E., Furness, R. W., Trinder, M., Tyler, G., Mccluskie, A., Allen, S., Braithwaite, J., & Evans, T. (2022). Integrated modelling of seabird-habitat associations from multi-platform data : A review. *Journal of Applied Ecology*, *59*(4), 909-920. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14114

May, R., Steinheim, Y., Kvaløy, P., Vang, R., & Hanssen, F. (2017). Performance test and verification of an off-the-shelf automated avian radar tracking system. *Ecology and Evolution*, *7*(15), 5930-5938. https://doi.org/10.1002/ece3.3162

McPherson, R. A., Alger, K. E., & Hofmeister, E. (2025). Climate-related drivers of migratory bird health in the south-central USA. *Biological Reviews*.

Meehan, T. D., Saunders, S. P., DeLuca, W. V., Michel, N. L., Grand, J., Deppe, J. L., Jimenez, M. F., Knight, E. J., Seavy, N. E., Smith, M. A., Taylor, L., Witko, C., Akresh, M. E., Barber, D. R., Bayne, E. M., Beasley, J. C., Belant, J. L., Bierregaard, R. O., Bildstein, K. L., … Wilsey, C. B. (2022). Integrating data types to estimate spatial patterns of avian migration across the Western Hemisphere. *Ecological Applications*, *32*(7), e2679. https://doi.org/10.1002/eap.2679

Michelot, T., Blackwell, P. G., & Matthiopoulos, J. (2019). Linking resource selection and step selection models for habitat preferences in animals. *Ecology*, *100*(1), e02452. https://doi.org/10.1002/ecy.2452

Michelot, T., Langrock, R., & Patterson, T. A. (2016). moveHMM : An R package for the statistical modelling of animal movement data using hidden Markov models. *Methods in Ecology and Evolution*, *7*(11), 1308-1315. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12578

Milanesi, P., Della Rocca, F., & Robinson, R. A. (2020). Integrating dynamic environmental predictors and species occurrences : Toward true dynamic species distribution models. *Ecology and Evolution*, *10*(2), 1087-1092. https://doi.org/10.1002/ece3.5938

Miller, D. A. W., Pacifici, K., Sanderlin, J. S., & Reich, B. J. (2019). The recent past and promising future for data integration methods to estimate species' distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, *10*(1), 22-37. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13110

Miller, D. L. (2025). Bayesian views of generalized additive modelling. *Methods in Ecology and Evolution*, *16*(3), 446-455. https://doi.org/10.1111/2041-210X.14498

Ministère de la Transition Ecologique. Projets de parcs éoliens flottants et de leurs raccordements en Mer Méditerranée. Synthèse du dossier de saisine de la Commission nationale du débat public. 2020.

Mitchell, L., Brust, V., Karwinkel, T., Åkesson, S., Kishkinev, D., Norevik, G., Szep, T., Hedenström, A., Lagerveld, S., Helm, B., & Schmaljohann, H. (2024). *Scanning the skies for migrants : Conservation-focused opportunities for a pan-European automated telemetry network*. https://doi.org/10.32942/X2TG99

Muff, S., Signer, J., & Fieberg, J. (2020). Accounting for individual-specific variation in habitat-selection studies : Efficient estimation of mixed-effects models using Bayesian or frequentist computation. *Journal of Animal Ecology*, *89*(1), 80-92. https://doi.org/10.1111/1365-26513087

Nathan, R., Monk, C. T., Arlinghaus, R., Adam, T., Alós, J., Assaf, M., Baktoft, H., Beardsworth, C. E., Bertram, M. G., Bijleveld, A. I., Brodin, T., Brooks, J. L., Campos-Candela, A., Cooke, S. J., Gjelland, K. Ø., Gupte, P. R., Harel, R., Hellström, G., Jeltsch, F., … Jarić, I. (2022). Big-data approaches lead to an increased understanding of the ecology of animal movement. *Science*, *375*(6582), eabg1780. https://doi.org/10.1126/science.abg1780

Navarro, J., Louzao, M., Igual, J. M., Oro, D., Delgado, A., Arcos, J. M., Genovart, M., Hobson, K. A., & Forero, M. G. (2009). Seasonal changes in the diet of a critically endangered seabird and the importance of trawling discards. *Marine Biology*, *156*(12), 2571-2578. https://doi.org/10.1007/s00227-009-1281-3

Nebuloni, R., & Capsoni, C. (2024). The Weather Radar as a Tool for Collecting Quantitative Data on Migrating Birds. *IEEE Journal of Microwaves*, *4*(4), 906-918. https://doi.org/10.1109/JMW.2024.3492150

Nemes, C. E., Cabrera-Cruz, S. A., Anderson, M. J., DeGroote, L. W., DeSimone, J. G., Massa, M. L., & Cohen, E. B. (2023). More than mortality : Consequences of human activity on migrating birds extend beyond direct mortality. *Ornithological Applications*, *125*(3), duad020. https://doi.org/10.1093/ornithapp/duad020

Newton, I. (2023). *The migration ecology of birds* (Elsevier).

Nicoll, M. A. C., Jaeger, A., Hector, A., Letori, J., Rocamora, G., & Corre, M. L. (2025). Sub-colony variation in foraging behaviour and at-sea distribution of a breeding tropical seabird and consequences for marine spatial planning. *Marine Biology*, *172*(1), https://doi.org/10.1007/s00227-024-04573-5

Nilsson, C., Dokter, A. M., Schmid, B., Scacco, M., Verlinden, L., Bäckman, J., Haase, G., Dell'Omo, G., Chapman, J. W., Leijnse, H., & Liechti, F. (2018). Field validation of radar systems for monitoring bird migration. *Journal of Applied Ecology*, *55*(6), 2552-2564. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13174

Norevik, G., Åkesson, S., & Hedenström, A. (2023). Extremely low daylight sea-crossing flights of a nocturnal migrant. *PNAS Nexus*, *2*(7), pgad225. https://doi.org/10.1093/pnasnexus/pgad225

Northrup, J. M., Vander Wal, E., Bonar, M., Fieberg, J., Laforge, M. P., Leclerc, M., Prokopenko, C. M., & Gerber, B. D. (2022). Conceptual and methodological advances in habitat-selection modeling : Guidelines for ecology and evolution. *Ecological Applications*, *32*(1), e02470. https://doi.org/10.1002/eap.2470

Orians, G. H., Pearson, N.E. (1979). On the theory of central place foraging. Pages 155–177 in Analysis of Ecological Systems (Horn D. J., Mitchell R. D. , and Stairs G. R. , Eds.). Ohio State University Press, Columbus.

Pacifici, K., Reich, B. J., Miller, D. A. W., & Pease, B. S. (2019). Resolving misaligned spatial data with integrated species distribution models. *Ecology*, *100*(6), e02709. https://doi.org/10.1002/ecy.2709

Packmor, F., Klinner, T., Woodworth, B. K., Eikenaar, C., & Schmaljohann, H. (2020). Stopover departure decisions in songbirds : Do long-distance migrants depart earlier and more independently of weather conditions than medium-distance migrants? *Movement Ecology*, *8*(1), https://doi.org/10.1186/s40462-020-0193-1

Pairaud, I., Desmare, S., Gatti, J., & Taupier-Letage, I. (2012). Méditerranée occidentale. État physique et chimique. Caractéristiques physiques. *MEDDE*.

Parrinello, G., & Bécot, R. (2019). Regional Planning and the Environmental Impact of Coastal Tourism : The Mission Racine for the Redevelopment of Languedoc-Roussillon's Littoral. *Humanities*, *8*(1), 13. https://doi.org/10.3390/h8010013

Patterson, A., Gilchrist, H. G., Benjaminsen, S., Bolton, M., Bonnet-Lebrun, A. S., Davoren, G. K., Descamps, S., Erikstad, K. E., Frederiksen, M., Gaston, A. J., Gulka, J., Hentati-Sundberg, J., Huffeldt, N. P., Johansen, K. L., Labansen, A. L., Linnebjerg, J. F., Love, O. P., Mallory, M. L., Merkel, F. R., … Elliott, K. H. (2022). Foraging range scales with colony size in high-latitude seabirds. *Current Biology*, *32*(17), 3800-3807.e3. https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.0084

Pedersen, E. J., Miller, D. L., Simpson, G. L., & Ross, N. (2019). Hierarchical generalized additive models in ecology : An introduction with mgcv. *PeerJ*, *7*, e687 https://doi.org/10.7717/peerj.6876

Péron, C., Delord, K., Phillips, R., Charbonnier, Y., Marteau, C., Louzao, M., & Weimerskirch, H. (2010). Seasonal variation in oceanographic habitat and behaviour of white-chinned petrels Procellaria aequinoctialis from Kerguelen Island. *Marine Ecology Progress Series*, *416*, 267-284. https://doi.org/10.3354/meps08785

Péron, G., Calabrese, J. M., Duriez, O., Fleming, C. H., García-Jiménez, R., Johnston, A., Lambertucci, S. A., Safi, K., & Shepard, E. L. C. (2020). The challenges of estimating the distribution of flight heights from telemetry or altimetry data. *Animal Biotelemetry*, *8*(1), 5. https://doi.org/10.1186/s40317-020-00194-z

Perrow, M., & ed. (2019). *Wildlife and Wind Farms-Conflicts and Solutions : Offshore : Monitoring and Mitigation.* Pelagic Publishing Ltd.

Peterson, A. T., & Soberón, J. (2012). Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling : Getting the Concepts Right. *Natureza & Conservação*, *10*(2), 102-107. https://doi.org/10.4322/natcon.2012.019

Pettex, E., Laran, S., Authier, M., Blanck, A., Dorémus, G., Falchetto, H., Lambert, C., Monestiez, P., Stéfan, E., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2017). Using large scale surveys to investigate seasonal variations in seabird distribution and abundance. Part II : The Bay of Biscay and the English Channel. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, *141*, 86-101. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.20111.012

Phillips, R., Silk, J., Croxall, J., Afanasyev, V., & Briggs, D. (2004). Accuracy of geolocation estimates for flying seabirds. *Marine Ecology Progress Series*, *266*, 265-272. https://doi.org/10.3354/meps266265

Piet, G. J., Tamis, J. E., Volwater, J., De Vries, P., Van Der Wal, J. T., & Jongbloed, R. H. (2021). A roadmap towards quantitative cumulative impact assessments : Every step of the way. *Science of The Total Environment*, *784*, 146847. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146847

Pradervand, J.-N., Wildi, J., Guisan, A., Korner, P., Evens, R., & Jacot, A. (2025). Complementary fine-scale habitat selection of the European nightjars (Caprimulgus europaeus) in nesting and foraging sites. *Bird Conservation International*, *35*, e5. https://doi.org/10.1017/S0959270924000388

Quéroué, M., Authier, M., Besnard, A., & Heerah, K. (2024). Going digital : Challenges in monitoring marine megafauna when comparing results from visual and digital aerial surveys. *Frontiers in Marine Science*, *11*, 1432798. https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1432798

R Core Team (2024). _R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Riecke, T. V., Williams, P. J., Behnke, T. L., Gibson, D., Leach, A. G., Sedinger, B. S., Street, P. A., & Sedinger, J. S. (2019). Integrated population models : Model assumptions and inference. *Methods in Ecology and Evolution*, *10*(7), 1072-1082. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13195

Roda, S. B., Rotger, A., Santangeli, A., Tavecchia, G., Sola, A., Catchot, S., Tarry, D., Basterretxea, G., Ruiz, S., Catalán, I. A., & Sanz-Aguilar, A. (2025). Coping with ocean dynamics : Foraging strategy and implications for conservation of a small petrel. *Biological Conservation*, *302*, 110913. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110913

Romano, A., Garamszegi, L. Z., Rubolini, D., & Ambrosini, R. (2023). Temporal shifts in avian phenology across the circannual cycle in a rapidly changing climate : A global meta-analysis. *Ecological Monographs*, *93*(1), e1552. https://doi.org/10.1002/ecm.1552

Ronconi, R. A., Lieske, D. J., McFarlane Tranquilla, L. A., Abbott, S., Allard, K. A., Allen, B., Black, A. L., Bolduc, F., Davoren, G. K., Diamond, A. W., Fifield, D. A., Garthe, S., Gjerdrum, C., Hedd, A., Mallory, M. L., Mauck, R. A., McKnight, J., Montevecchi, W. A., Pollet, I. L., … Wilhelm, S. I. (2022). Predicting Seabird Foraging Habitat for Conservation Planning in Atlantic Canada : Integrating Telemetry and Survey Data Across Thousands of Colonies. *Frontiers in Marine Science*, *9*, 816794. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.816794

Roques, S., & Caucal, G. (2020). *Suivi de la migration prénuptiale 2020 sur le site du Plateau de Leucate.*

Ross-Smith, V. H., Thaxter, C. B., Masden, E. A., Shamoun-Baranes, J., Burton, N. H. K., Wright, L. J., Rehfisch, M. M., & Johnston, A. (2016). Modelling flight heights of lesser black-backed gulls and great skuas from GPS : A Bayesian approach. *Journal of Applied Ecology*, *53*(6), 1676-1685. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12760

Roy, A., Désert, T., Delcourt, V., Bon, C., & Schmid, B. (2025). Enhanced forecasting of bird nocturnal migration intensity in relation to previous days and synoptic weather patterns. *International Journal of Biometeorology*. https://doi.org/10.1007/s00484-025-02917-4

Royle, J. A. (2004). Generalized estimators of avian abundance from count survey data. *Animal Biodiversity and Conservation*, *27*(1), 375-38

Ruffino, L., Bourgeois, K., Vidal, E., Duhem, C., Paracuellos, M., Escribano, F., Sposimo, P., Baccetti, N., Pascal, M., & Oro, D. (2009). Invasive rats and seabirds after 2,000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. *Biological Invasions*, *11*(7), 1631-1651. https://doi.org/10.1007/s10530-008-9394-z

Rufray, X., Garbé, R., David, L., & Di-Méglio, N. (2015). *Etat des lieux des connaissances du patrimoine ornithologique du Golfe du Lion.* Agence des Aires Marines Protégées.

Salvador, P., Fracaros, S., & Sponza, S. (2025). Interaction between small-scale fisheries and wintering seabirds in a Mediterranean Sea coastal area. *Bird Conservation International*, *35*, e4. https://doi.org/10.1017/S0959270925000012

Sanpera, C., Moreno, R., Ruiz, X., & Jover, L. (2007). Audouin's gull chicks as bioindicators of mercury pollution at different breeding locations in the western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, *54*(6), 691-69 https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.01.016

Santos, C. D., Silva, J. P., Muñoz, A., Onrubia, A., & Wikelski, M. (2020). The gateway to Africa : What determines sea crossing performance of a migratory soaring bird at the Strait of Gibraltar? *Journal of Animal Ecology*, *89*(6), 1317-1328. https://doi.org/10.1111/1365-26513201

Sbrocco, E. J., & Barber, P. H. (2013). MARSPEC : Ocean climate layers for marine spatial ecology: Ecological Archives E094-08 *Ecology*, *94*(4), 979-979. https://doi.org/10.1890/12-1358.1

Schaub, M., & Kéry, M. (2021). *Integrated Population Models. 1st Edition. Theory and Ecological Applications with R and JAGS.* Academic Press.

Schaub, T. (2023). *How to improve the accuracy of height data from bird tracking devices ? An assessment of high-frequency GPS tracking and barometric altimetry in field conditions*.

Schaub, T., Millon, A., De Zutter, C., Buij, R., Chadœuf, J., Lee, S., Mionnet, A., & Klaassen, R. H. G. (2023). How to improve the accuracy of height data from bird tracking devices? An assessment

of high-frequency GPS tracking and barometric altimetry in field conditions. *Animal Biotelemetry*, *11*(1), 31. https://doi.org/10.1186/s40317-023-00342-1

Schmaljohann, H., Liechti, F., Bächler, E., Steuri, T., & Bruderer, B. (2008). Quantification of bird migration by radar – a detection probability problem. *Ibis*, *150*(2), 342-355. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00797.x

Schmid, B., Zaugg, S., Votier, S. C., Chapman, J. W., Boos, M., & Liechti, F. (2019). Size matters in quantitative radar monitoring of animal migration : Estimating monitored volume from wingbeat frequency. *Ecography*, *42*(5), 931-941. https://doi.org/10.1111/ecog.04025

Schmidt, M., Aschwanden, J., Liechti, F., Wichmann, G., & Nemeth, E. (2017). Comparison of visual bird migration counts with radar estimates. *Ibis*, *159*(3), 491-497. https://doi.org/10.1111/ibi.12473

Schneider, S. R., Kramer, S. H., Bernstein, S. B., Terrill, S. B., Ainley, D. G., & Matzner, S. (2024). Autonomous thermal tracking reveals spatiotemporal patterns of seabird activity relevant to interactions with floating offshore wind facilities. *Frontiers in Marine Science*, *11*, 1346758. https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1346758

Schröter, M., Kraemer, R., Remme, R. P., & Van Oudenhoven, A. P. E. (2020). Distant regions underpin interregional flows of cultural ecosystem services provided by birds and mammals. *Ambio*, *49*(5), 1100-1113. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01261-3

Schuster, R., Wilson, S., Rodewald, A. D., Arcese, P., Fink, D., Auer, T., & Bennett, Joseph. R. (2019). Optimizing the conservation of migratory species over their full annual cycle. *Nature Communications*, *10*(1), 1754. https://doi.org/10.1038/s41467-019-09723-8

Schwemmer, P., Mercker, M., Vanselow, K. H., Bocher, P., & Garthe, S. (2021). Migrating curlews on schedule : Departure and arrival patterns of a long-distance migrant depend on time and breeding location rather than on wind conditions. *Movement Ecology*, *9*(1), 9. https://doi.org/10.1186/s40462-021-00252-y

Schwemmer, P., Pederson, R., Haecker, K., Bocher, P., Fort, J., Mercker, M., Jiguet, F., Elts, J., Marja, R., Piha, M., Rousseau, P., & Garthe, S. (2023). Assessing potential conflicts between offshore wind farms and migration patterns of a threatened shorebird species. *Animal Conservation*, *26*(3), 303-31 https://doi.org/10.1111/acv.12817

Sekercioglu, Ç. H., Wenny, D. G., & Whelan, C. J. (2016). *Why Birds Matter : Avian Ecological Function and Ecosystem Services*. University of Chicago Press. https://doi.org/10.7208/chicago/9780226382777.001.0001

Senner, N. R., Stager, M., Verhoeven, M. A., Cheviron, Z. A., Piersma, T., & Bouten, W. (2018). High-altitude shorebird migration in the absence of topographical barriers : Avoiding high air temperatures and searching for profitable winds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *285*(1881), 20180569. https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0569

Shamoun-Baranes, J., Liechti, F., & Vansteelant, W. M. G. (2017). Atmospheric conditions create freeways, detours and tailbacks for migrating birds. *Journal of Comparative Physiology A*, *203*(6-7), 509-529. https://doi.org/10.1007/s00359-017-1181-9

Shipley, J. R., Kelly, J. F., & Frick, W. F. (2018). Toward integrating citizen science and radar data for migrant bird conservation. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, *4*(2), 127-13 https://doi.org/10.1002/rse2.62

Skov, W. H., & Ward, P. R. (2023). *Bat and Bird monitoring guidance*. DHI report.

Somveille, M., Manica, A., & Rodrigues, A. S. L. (2019). Where the wild birds go : Explaining the differences in migratory destinations across terrestrial bird species. *Ecography*, *42*(2), 225-23 https://doi.org/10.1111/ecog.03531

Soukissian, T., Denaxa, D., Karathanasi, F., Prospathopoulos, A., Sarantakos, K., Iona, A., Georgantas, K., & Mavrakos, S. (2017). Marine Renewable Energy in the Mediterranean Sea : Status and Perspectives. *Energies*, *10*(10), 1512. https://doi.org/10.3390/en10101512

Stoklosa, J., Blakey, R. V., & Hui, F. K. C. (2022). An Overview of Modern Applications of Negative Binomial Modelling in Ecology and Biodiversity. *Diversity*, *14*(5), 320. https://doi.org/10.3390/d14050320

Taylor, P. D., Crewe, T. L., Mackenzie, S. A., Lepage, D., Aubry, Y., Crysler, Z., Finney, G., Francis, C. M., Guglielmo, C. G., Hamilton, D. J., Holberton, R. L., Loring, P. H., Mitchell, G. W., Norris, D. R., Paquet, J., Ronconi, R. A., Smetzer, J. R., Smith, P. A., Welch, L. J., & Woodworth, B. K. (2017). The Motus Wildlife Tracking System : A collaborative research network to enhance the understanding of wildlife movement. *Avian Conservation and Ecology*, *12*(1), art8. https://doi.org/10.5751/ACE-00953-120108

Thurfjell, H., Ciuti, S., & Boyce, M. S. (2014). Applications of step-selection functions in ecology and conservation. *Movement Ecology*, *2*(1), 4. https://doi.org/10.1186/2051-3933-2-4

UNEP-MAP-RAC/SPA. 2013. *Seabirds in the Gulf of Lions shelf and slope area*. By Carboneras, C. Ed. RAC/SPA, Tunis. 26pp.

Valpine, P. de, Turek, D., Paciorek, C. J., Anderson-Bergman, C., Lang, D. T., & Bodik, R. (2017). Programming with models : Writing statistical algorithms for general model structures with NIMBLE. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, *26*(2), 403-413. https://doi.org/10.1080/10618600.2011172487

Van De Pol, M., Bailey, L. D., McLean, N., Rijsdijk, L., Lawson, C. R., & Brouwer, L. (2016). Identifying the best climatic predictors in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution*, *7*(10), 1246-1257. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12590

Van Doren, B. M., & Horton, K. G. (2018). A continental system for forecasting bird migration. *Science*, *361*(6407), 1115-1118. https://doi.org/10.1126/science.aat7526

Vanermen, N., Onkelinx, T., Courtens, W., Van De Walle, M., Verstraete, H., & Stienen, E. W. M. (2015). Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia*, *756*(1), 51-61. https://doi.org/10.1007/s10750-014-2088-x

Vanermen, N., Stienen, E., "Seabird displacement (2019). In: Perrow, M.R. (ed.) Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Vol. 3 Offshore: Potential effects, Chapter: 8." Pelagic Publishing, Exeter, UK, Sept. 5, 2019. isbn: 978-1-78427-131-2.

Vansteelant, W. M. G., Shamoun-Baranes, J., Van Manen, W., Van Diermen, J., & Bouten, W. (2017). Seasonal detours by soaring migrants shaped by wind regimes along the East Atlantic Flyway. *Journal of Animal Ecology*, *86*(2), 179-191. https://doi.org/10.1111/1365-26512593

Vehtari, A., Gelman, A., Simpson, D., Carpenter, B., & Bürkner, P.-C. (2021). Rank-Normalization, Folding, and Localization : An Improved Rˆ for Assessing Convergence of MCMC (with Discussion). *Bayesian Analysis*, *16*(2). https://doi.org/10.1214/20-BA1221

Verhoeven, M. A., Loonstra, A. H. J., McBride, A. D., Kaspersma, W., Hooijmeijer, J. C. E. W., Both, C., Senner, N. R., & Piersma, T. (2022). Age-dependent timing and routes demonstrate developmental plasticity in a long-distance migratory bird. *Journal of Animal Ecology*, *91*(3), 566-579. https://doi.org/10.1111/1365-26513641

Vickery, J. A., Ewing, S. R., Smith, K. W., Pain, D. J., Bairlein, F., Škorpilová, J., & Gregory, R. D. (2014). The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. *Ibis*, *156*(1), 1-22. https://doi.org/10.1111/ibi.12118

Virgili, A., Lambert, C., Pettex, E., Dorémus, G., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2017). Predicting seasonal variations in coastal seabird habitats in the English Channel and the Bay of Biscay. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, *141*, 212-223. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.03.017

Votier, S. C., Grecian, W. J., Patrick, S., & Newton, J. (2011). Inter-colony movements, at-sea behaviour and foraging in an immature seabird : Results from GPS-PPT tracking, radio-tracking and stable isotope analysis. *Marine Biology*, *158*(2), 355-362. https://doi.org/10.1007/s00227-010-1563-9

Wade, H. M., Masden, E. A., Jackson, A. C., & Furness, R. W. (2016). Incorporating data uncertainty when estimating potential vulnerability of Scottish seabirds to marine renewable energy developments. *Marine Policy*, *70*, 108-113. https://doi.org/10.1016/j.marpol.20104.045

Weisshaupt, N., Lehtiniemi, T., & Koistinen, J. (2021). Combining citizen science and weather radar data to study large-scale bird movements. *Ibis*, *163*(2), 728-73 https://doi.org/10.1111/ibi.12906

Welcker, J., & BioConsult, S. H. (2019). *Patterns of nocturnal bird migration in the German North and Baltic Seas.* [Technical report. BioConsult SH, Husum, 3.].

Wilcove, D. S., & Wikelski, M. (2008). Going, Going, Gone : Is Animal Migration Disappearing. *PLoS Biology*, *6*(7), e188. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060188

Wilcox, C., Van Sebille, E., & Hardesty, B. D. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *112*(38), 11899-11904. https://doi.org/10.1073/pnas.1502108112

Williams, K. A., Gulka, J., Cook, A. S. C. P., Diehl, R. H., Farnsworth, A., Goyert, H., Hein, C., Loring, P., Mizrahi, D., Petersen, I. K., Peterson, T., Press, K. M., & Stenhouse, I. J. (2024). A framework for studying the effects of offshore wind energy development on birds and bats in the Eastern United States. *Frontiers in Marine Science*, *11*, 1274052. https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1274052

Williams, T. C., & Williams, J. M. (1990). Open ocean bird migration. *IEE Proceedings F Radar and Signal Processing*, *137*(2), 133. https://doi.org/10.1049/ip-f-2.1990.0019

Wills, G.V., (2017). *Monitoring Avian Migration with Dedicated Vertical-looking Radar*. Thèse de doctorat. University of Exeter.

Winger, B. M., Auteri, G. G., Pegan, T. M., & Weeks, B. C. (2019). A long winter for the Red Queen : Rethinking the evolution of seasonal migration. *Biological Reviews*, *94*(3), 737-752. https://doi.org/10.1111/brv.12476

Winter, V. A., Smith, B. J., Berger, D. J., Hart, R. B., Huang, J., Manlove, K., Buderman, F. E., & Avgar, T. (2024). Forecasting animal distribution through individual habitat selection : Insights for population inference and transferable predictions. *Ecography*, *2024*(11), e07225. https://doi.org/10.1111/ecog.07225

Wolff, F., Mahieu, P., Trouillet, B., Pigeault, A., & Rollo, N. (2025). Spatial Preferences for the Location of Offshore Wind Farms. *Economie et Statistique / Economics and Statistics*, *545*, 3-25. https://doi.org/10.24187/ecostat.2024.545.2126

Wood, S. N., Bravington, M. V., & Hedley, S. L. (2008). Soap Film Smoothing. *Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology*, *70*(5), 931-955. https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2008.00665.x

Yen, P. P. W., Sydeman, W. J., & Hyrenbach, K. D. (2004). Marine bird and cetacean associations with bathymetric habitats and shallow-water topographies : Implications for trophic transfer and conservation. *Journal of Marine Systems*, *50*(1-2), 79-99. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2003.09.015

Zhu, Q., Hobson, K. A., Zhao, Q., Zhou, Y., Damba, I., Batbayar, N., Natsagdorj, T., Davaasuren, B., Antonov, A., Guan, J., Wang, X., Fang, L., Cao, L., & David Fox, A. (2020). Migratory connectivity of Swan Geese based on species' distribution models, feather stable isotope assignment and satellite tracking. *Diversity and Distributions*, *26*(8), 944-957. https://doi.org/10.1111/ddi.13077

Zipkin, E. F., Inouye, B. D., & Beissinger, S. R. (2019). Innovations in data integration for modeling populations. *Ecology*, e02713. https://doi.org/10.1002/ecy.2713

Zipkin, E. F., & Saunders, S. P. (2018). Synthesizing multiple data types for biological conservation using integrated population models. *Biological Conservation*, *217*, 240-250. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.017

Zipkin, E. F., Zylstra, E. R., Wright, A. D., Saunders, S. P., Finley, A. O., Dietze, M. C., Itter, M. S., & Tingley, M. W. (2021). Addressing data integration challenges to link ecological processes across scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *19*(1), 30-38. https://doi.org/10.1002/fee.2290

Zotier, R., Bretagnolle, V., & Thibault, J. (1999). Biogeography of the marine birds of a confined sea, the Mediterranean. *Journal of Biogeography*, *26*(2), 297-313. https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00260.x

Žydelis, R., Dorsch, M., Heinänen, S., Nehls, G., & Weiss, F. (2019). Comparison of digital video surveys with visual aerial surveys for bird monitoring at sea. *Journal of Ornithology*, 160, 567-580.

8. Remerciements du lot 6

Nous tenons à remercier chaleureusement toutes les personnes extérieures à MIGRALION ayant participé à la collecte des données utilisées dans cette étude.

Pour la partie oiseaux marins, nous remercions les porteurs du programmes "EcoDIS" (Tour du Valat, MIVEGEC, CNRS, CRBPO, ID_PROG 990) pour les données de goélands leucophée, du programme "*Thalasseus sandvicensis* - Med - CRBPO 1190" (MNHN, CNRS, CEN Occitanie, Conservatoire du littoral, Sète agglopole Méditerranée, financement : EFGL, Ocean-Winds, Eolmed) pour les sternes caugek, du programme "*Puffinus yelkouan* - Yelkouan shearwater - Port-Cros France - ID_PROG 1190/1330" (CNRS-CEFE, Tour du Valat, MNHN, Parc National de Port-Cros, financement : EOLMED/EFGL/PGL, OFB) pour les puffins yelkouans, et du programme "*Calonectris diomedea* - Scopoli's shearwater - Riou Marseille France - ID_PROG 1190/1330" (OrnitEOF, PGL, CNRS, Tour du Valat, MNHN, Parc National des Calanques, financement: Ademe & PGL) pour les puffins de Scopoli. Concernant les données de comptages en mer, nous remercions le Parc naturel marin du golfe du Lion, et en particulier Noémie Michez pour sa réactivité et les informations complémentaires. Nous remercions également le programme de Suivi Aérien de la Mégafaune Marine, SAMM II, réalisé par l'Observatoire Pelagis et financé par l'exemple Agence des Aires Marines Protégées (actuellement OFB) et le programme PELMED (PELagique MEDiterrannée- Observatoire Pelagis-OFB-IFREMER).

Pour les données sur les migrateurs, nous souhaitons remercier tout particulièrement João L. Guilherme pour nous avoir aiguillé concernant les personnes à contacter. Nous remercions Josh Nightingale & Camilo Carneiro pour la recherche dans la base "Global wader" et Maximilian Raab & Rainer Raab pour la recherche dans la base du projet "LIFE EUROKITE" et les individus ainsi extraits et inclus dans cette étude (LIFE EUROKITE financé par l'union européenne, projet "Cross-border protection of the red kite in Europe by reducing human-caused mortality" (LIFE18 NAT/AT/000048 (RR)). Nous remercions Tamar Lok (EcoMoves) pour le riche jeu de données sur les spatules blanches et Patrik Byholm pour les données de bondrées apivores traversant la zone du golfe. Un merci particulier les porteurs des programmes dont les données sont en libre accès sur Movebank : "Tracking of Caspian Terns in the Swedish Baltic Sea" de Susanne Akesson, "Common Crane Lithuania" de Mindaugas Dagys, "BOP_RODENT & CURLEW_VLANNDEREN" de Geert Spanoghe, "LBBG_ZEEBRUGGE", "DELTATRACK" & "LBBG_JUVENILE" de Eric Stienen, "GPS tracking of Storks, Cranes and birds of prey, breeding in Northen and Eastern Europeé de Kristjan Adojaan. Nous remercions également les responsables de programmes déjà partenaire de membres de MIGRALION : le programme "MIGRATLANE", "l'opération 100 tourterelles" de la LPO, "Burhinus oedicnemus - National FR (30) ID PROG1091" de StvA (Steve Augiron), "UMOTERNs IDPROG432" de Jean-Marc Paillisson, "Osprey in Mediterraean" de Flavio Monti, "Lesser Kestrel Aumelas wind farm interactions France" de Mathieu Garcia, "Lesser kestrel FRANCE National Action Plan" de Philippe Pilard, "Habitrack" & "Eurasian Curlews" de Fred Jiguet, "European spoonbill - Tour du Valat- Camargue" de Jocelyn Champagnon, "Black-headed gull - PP382- Forez France" de Aurélien Besnard.

Nous remercions également Amédée Roy (France énergies marines) & Thibault Desert (Météo-France) pour les discussions et leurs conseils concernant les données radars.

Ce travail a été effectué avec le support de la Plateforme MESO@LR de l'Université de Montpellier.

9. Valorisation des résultats du lot 6

Le lot 6 « Développement de méthodes permettant l'analyse des différentes données produites dans le cadre du programme et issues d'autres projets » du programme MIGRALION a permis la réalisation de nombreux travaux de recherche, qui sont ici synthétisés selon leur nature. L'ensemble des données acquises au sein du programme permettront de poursuivre les travaux d'études et de recherche scientifique au cours des prochaines années.

L'ensemble des rapports MIGRALION sont rendus publics sur https://www.eoliennesenmer.fr/ et l'ensemble des jeux de données (brutes et prétraitées) produits ont été remis à l'OFB, et sont publics.

Livrables réalisés par le lot 6 au cours du programme

- Livrable L32 : Premier rapport d'analyse méthodologique et des données acquises
- Livrable L33 : Second rapport d'analyse méthodologique et des données acquises (années 1 et 2)
- Livrable L34 : Premier rapport décrivant la méthode de suivi et de modélisation de l'espace par l'avifaune en mer sur une llarge zone

Conférences scientifiques internationales

Canonne, C., Quéroué, M., Roques, S., Lauret, V., Cat, V., Schroll, L., Courbin, N., Besnard, A. (2025). Understanding avian space use for offshore wind farm planning: Challenges of multi-source data integration. Conference on wind energy and wildlife impacts. Montpellier, France, 08-12/09. Présentation orale.

Cat, V., Canonne, C., Roques, S., Quéroué, M., Duriez, O., Courbin, N., Besnard, A. (2025). Estimating flight heights of migratory birds in the Gulf of Lion: an integrated approach. 17th Ecology & Behaviour annual meeting. Montpellier, France, 11-15/08. Poster.

Roques, S., Quéroué, M., Canonne, C., Lauret, V., Cat, V., Schroll, L., Courbin, N., Besnard, A. (2025). Understanding avian space use for offshore wind farm planning: Challenges of multi-source data integration. EOU Conference. Bangor University, Wales (UK), 18-22/08. Poster.

Conférences scientifiques nationales, interventions diverses

Canonne, C., Cat V., Lauret, V., Quéroué, M., Roques, S., Schroll, L., Besnard, A. (2024). Utilisation du golfe du Lion par l'avifaune. Rentrée scientifique du CEFE. Montpellier, France 01/10. Présentation orale.

Canonne, C., Cat V., Lauret, V., Quéroué, M., Roques, S., Schroll, L., Besnard, A. (2025). MIGRALION : combiner télémétrie et radar pour modéliser les flux migratoires et les hauteurs de vol dans le golfe du Lion. Journées Migration, Tour du Valat, France, 07/02. Présentation orale.

Articles scientifiques

Lauret, V., Courbin, N., Scher, O., & Besnard, A. (2025). Integrating individual tracking data and spatial surveys to improve estimation of animal spatial distribution. Ecosphere, 2025;16:e70283., 1-12. https://doi.org/10.1002/ecs2.70283

Mémoires étudiants (rapports de stage)

Schroll L. (2024). Integrating Multiple Data Sources to Model Seabird Distribution to Inform Wind Farm Policies. Master 2 de modélisation en écologie. Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive. Université de Rennes. Janvier-Juin 2024. 43 PP.

Pages web et réseaux sociaux

https://github.com/MIGRALION/MIGRALION.git

10. Remerciements généraux

L'Office français de la biodiversité tient à adresser ses plus vifs remerciements à l'ensemble des prestataires, chercheurs, partenaires institutionnels et acteurs de terrain qui ont contribué à la réussite de ce programme. Nous exprimons notre profonde gratitude à la Direction de l'eau et de la biodiversité, à la Direction générale de l'énergie et du climat, ainsi qu'aux Régions Provence-Alpes-Côte d'Azur et Occitanie pour leur soutien déterminant. Au-delà de l'appui financier et institutionnel, c'est l'ampleur des efforts déployés, l'engagement constant et la rigueur de toutes les personnes mobilisées qui ont permis d'aboutir à des résultats collectifs solides et porteurs pour la connaissance et la protection de la biodiversité.

11. Annexes

Annexe 1 : Covariables environnementales utilisées pour caractériser l'utilisation du golfe du Lion par les oiseaux marins.

Tableau 1 : Détails sur l'ensemble des covariables pré-sélectionnées dans les modèles pour caractériser l'utilisation de l'espace par les oiseaux marins. Les covariables statiques proviennent du jeu de données MARSPEC (Sbrocco & Barber, 2013) et les covariables dynamiques proviennent du Copernicus Marine Data Store (https://data.marine.copernicus.eu).

Covariable	Influence écologique	Source et résolution
Bathymétrie *(bathy)*	La profondeur va notamment permettre de déterminer la localisation des fronts de plateau continental, où les oiseaux marins et leurs proies ont tendance à s'agréger (Roda et al., 2025; Yen et al., 2004)	**MARSPEC** : Ocean Climate Layers for Marine Spatial Ecology (bathy_30s) **Résolution spatiale** : ~1 km (30 arc-second) **Résolution temporelle** : statique
Pente sous-marine *(slope)*	De fortes pentes indiquent des zones de fond marin irréguliers, incluant des systèmes de hauts-fonds, des rebords de plateau continental, des talus et des fosses. Ces conditions favorisent l'agrégation de proies, attirant ainsi de nombreux oiseaux marins, notamment des espèces pélagiques (océanites, puffins, sternes) (Cox et al., 2018; Weimerskirch et al., 2007).	**MARSPEC** : Ocean Climate Layers for Marine Spatial Ecology (biogeo06_30s) **Résolution spatiale** : ~1 km (30 arc-second) **Résolution temporelle** : statique
Distance à la côte *(dist_coast)*	La distance à la côte est déterminante pour les espèces ayant un lien étroit avec leurs sites de reproduction « *central-place forager* » (Ronconi et al., 2022; Yen et al., 2004). Elle influence également les zones d'alimentation des espèces très côtières comme les cormorans, les macreuses ou les plongeons (Virgili et al., 2017).	**MARSPEC** : Ocean Climate Layers for Marine Spatial Ecology (biogeo05_30s) **Résolution spatiale** : ~1 km (30 arc-second) **Résolution temporelle** : statique
Température de surface de la mer *(SST)*	La température de l'eau en surface influence directement la répartition des proies des oiseaux marins, notamment par son effet sur la production primaire et la structuration des écosystèmes pélagiques (Evans et al., 2021; Roda et al., 2025; Virgili et al., 2017).	**Copernicus Marine Data Store** *Mediterranean Sea Physics Reanalysis* (Temperature) **Dates** : 01/01/2017 - 31/12/2024 **Résolution spatiale** : 4-5 km **Résolution temporelle** : mois

Salinité de surface de la mer *(SSS)*	La salinité varie en fonction de la distance à la terre, de l'intensité des courants côtiers et des apports d'eau douce (ruissellement et fleuves), modifiant ainsi les conditions trophiques des habitats exploités par les oiseaux marins (Evans et al., 2021).	**Copernicus Marine Data Store** *Mediterranean Sea Physics Reanalysis (Salinity)* **Dates** : 01/01/2017 - 31/12/2024 **Résolution spatiale** : 4-5 km **Résolution temporelle** : mois
Concentration chlorophylle a (en log) *(Chla)*	La chlorophylle a est un indicateur clé de la productivité primaire, reflétant l'abondance du phytoplancton, base de la chaîne alimentaire marine (Péron et al., 2010; Roda et al., 2025).	**Copernicus Marine Data Store** *Mediterranean Sea Biogeochemistry Reanalysis (Chlorophyll)* **Dates** : 01/01/2017 - 31/12/2024 **Résolution spatiale** : 4-5 km **Résolution temporelle** : mois
Vitesse des courants marins *(Vel)*	La vitesse des courants influence la formation de structures océanographiques comme les zones de convergence et les tourbillons qui concentrent les nutriments et les proies et peuvent ainsi attirer les prédateurs supérieurs (Evans et al., 2021).	**Copernicus Marine Data Store** *Mediterranean Sea Physics Reanalysis (Currents)* **Dates** : 01/01/2017 - 31/12/2024 **Résolution spatiale** : 4-5 km **Résolution temporelle** : mois
Hauteur de surface de la mer (SSH)	La hauteur de surface de la mer (SSH) reflète les mouvements océaniques, notamment les tourbillons, qui peuvent provoquer la remontée ou la descente d'eaux et ainsi influencer la distribution des nutriments (Roda et al., 2025; Virgili et al., 2017; Yen et al., 2006).	**Copernicus Marine Data Store** *Mediterranean Sea Physics Reanalysis (Sea level)* **Dates** : 01/01/2017 - 31/12/2024 **Résolution spatiale** : 4-5 km **Résolution temporelle** : mois

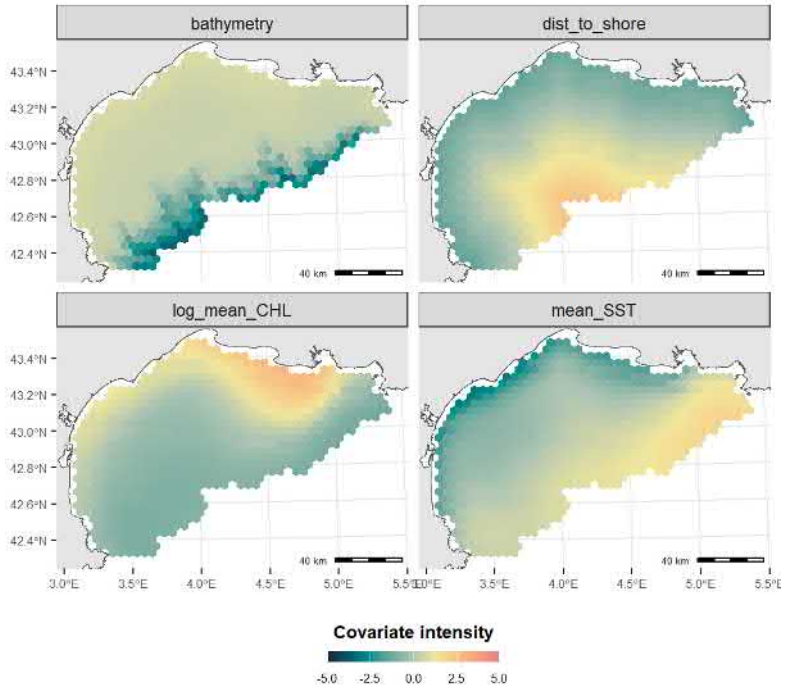


Figure 1 : Représentation spatiale des quatre différentes covariables environnementales conservées pour les analyses d'oiseaux marins. Les valeurs des covariables sont standardisées.

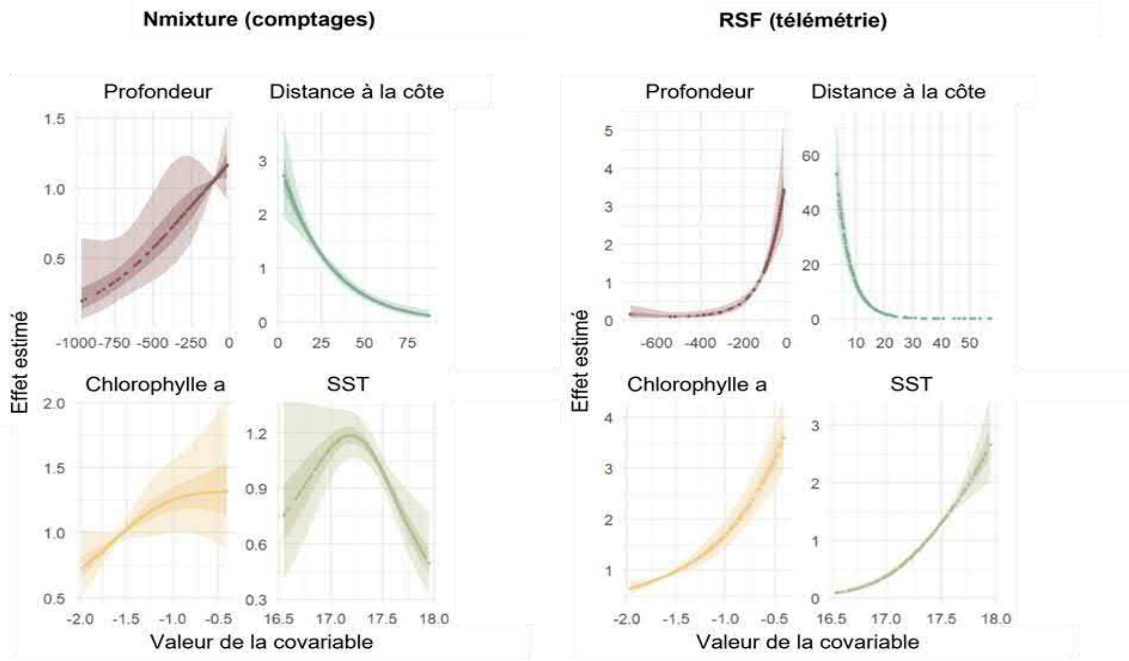


Figure 2 : Relations estimées entre la sélection d'habitat du goéland leucophée en période de reproduction et différentes covariables environnementales à partir d'un modèle de Nmixture (à gauche) et d'un modèle RSF (à droite). Les points représentent la médiane estimée et les aires colorées les intervalles de crédibilité de 50% et 95%. Toutes les relations estimées entre covariables

environnementales et sélection d'habitat pour l'ensemble des modèles, saisons et espèces sont disponibles sur le {https://github.com/MIGRALION/MIGRALION.git}

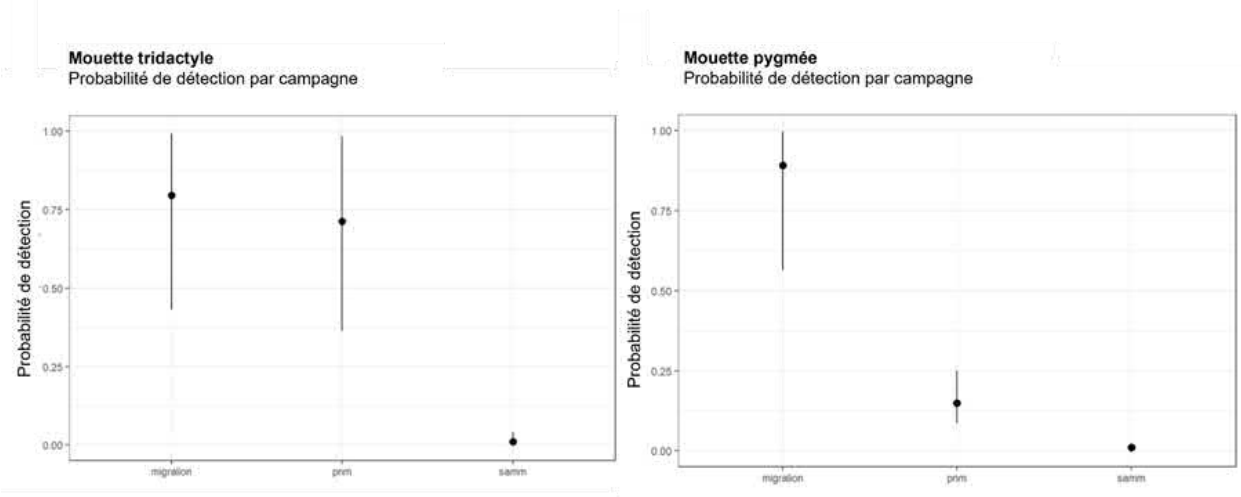


Figure 3 : Probabilités de détection estimées par campagne à partir des modèles de Nmixture (données de comptages) pour la mouette tridactyle (à gauche) et la mouette pygmée (à droite) en période hivernale. Les points représentent la moyenne de la probabilité de détection estimée et les traits verticaux les intervalles de crédibilité à 95%. Toutes les probabilités de détection par campagne estimées par les modèles de Nmixture et les modèles intégrés, selon les saisons et les espèces, sont disponibles sur le {https://github.com/MIGRALION/MIGRALION.git}

Références bibliographiques :

Cox, S. L., Embling, C. B., Hosegood, P. J., Votier, S. C., & Ingram, S. N. (2018). Oceanographic drivers of marine mammal and seabird habitat-use across shelf-seas : A guide to key features and recommendations for future research and conservation management. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 212, 294-310. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.0022

Evans, R., Lea, M., & Hindell, M. A. (2021). Predicting the distribution of foraging seabirds during a period of heightened environmental variability. *Ecological Applications*, *31*(5), e02343. https://doi.org/10.1002/eap.2343

Péron, C., Delord, K., Phillips, R., Charbonnier, Y., Marteau, C., Louzao, M., & Weimerskirch, H. (2010). Seasonal variation in oceanographic habitat and behaviour of white-chinned petrels Procellaria aequinoctialis from Kerguelen Island. *Marine Ecology Progress Series*, *416*, 267-284. https://doi.org/10.3354/meps08785

Roda, S. B., Rotger, A., Santangeli, A., Tavecchia, G., Sola, A., Catchot, S., Tarry, D., Basterretxea, G., Ruiz, S., Catalán, I. A., & Sanz-Aguilar, A. (2025). Coping with ocean dynamics : Foraging strategy and implications for conservation of a small petrel. *Biological Conservation*, *302*, 110913. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110913

Ronconi, R. A., Lieske, D. J., McFarlane Tranquilla, L. A., Abbott, S., Allard, K. A., Allen, B., Black, A. L., Bolduc, F., Davoren, G. K., Diamond, A. W., Fifield, D. A., Garthe, S., Gjerdrum, C., Hedd, A., Mallory, M. L., Mauck, R. A., McKnight, J., Montevecchi, W. A., Pollet, I. L., … Wilhelm, S. I. (2022). Predicting Seabird Foraging Habitat for Conservation Planning in Atlantic Canada : Integrating Telemetry and Survey Data Across Thousands of Colonies. *Frontiers in Marine Science*, *9*, 816794. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.816794

Sbrocco, E. J., & Barber, P. H. (2013). MARSPEC : Ocean climate layers for marine spatial ecology: Ecological Archives E094-08 *Ecology*, *94*(4), 979-979. https://doi.org/10.1890/12-1358.1

Virgili, A., Lambert, C., Pettex, E., Dorémus, G., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2017). Predicting seasonal variations in coastal seabird habitats in the English Channel and the Bay of Biscay. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, *141*, 212-223. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.03.017

Weimerskirch, H. (2007). Are seabirds foraging for unpredictable resources? *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, *54*(3-4), 211-223. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.20011.013

Yen, P. P. W., Sydeman, W. J., Bograd, S. J., & Hyrenbach, K. D. (2006). Spring-time distributions of migratory marine birds in the southern California Current : Oceanic eddy associations and coastal habitat hotspots over 17 years. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, *53*(3-4), 399-418. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.20001.013

Yen, P. P. W., Sydeman, W. J., & Hyrenbach, K. D. (2004). Marine bird and cetacean associations with bathymetric habitats and shallow-water topographies : Implications for trophic transfer and conservation. *Journal of Marine Systems*, *50*(1-2), 79-99. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2003.09.015

Annexe 2 : Programmes de suivis par GPS mobilisés dans notre étude.

Tableau 1 : Noms et responsables des programmes de suivi dont sont issues les localisations GPS mobilisées pour les modèles de flux relatifs de migration et de hauteurs de vol de migrateurs terrestres. Pour chaque étude sont précisés le nombre d'individus et les nombres de points dans la zone étendue (rectangulaire) et dans le golfe du Lion (polygone).

Nom	Responsable	Individus	Points zone étendue	Points GDL
Tracking of Caspian Terns (Hydroprogne caspia) in the Swedish Baltic Sea 2017-2020	susanneakesson (Susanne Akesson)	15	35751	410
Common Crane Lithuania GPS, 2016	Mindaugas Dagys & Ramūnas Žydelis	1	54	22
Black-headed gull - Chroicocephalus ridibundus - PP382 - Forez France	aurelienbesnard (Aurélien Besnard)	18	87539	1136
BOP_RODENT - Rodent specialized birds of prey (Circus, Asio, Buteo) in Flanders (Belgium)	Spanoghe (Geert Spanoghe)	1	47	3
CURLEW_VLAANDEREN - Eurasian curlews (Numenius arquata, Scolopacidae) breeding in Flanders (Belgium)	Spanoghe (Geert Spanoghe)	1	759	24
Eurasian spoonbill - Tour du Valat - Camargue (France)	Jocelyn Champagnon	4	77291	410
Migratlane [ID_PROG 1275]	frederic.jiguet (JIGUET Frédéric)	1	80	3
Lesser kestrel France National Action Plan [ID_PROG 311]	PILARD (Philippe PILARD)	22	142919	125
LBBG_ZEEBRUGGE - Lesser black-backed gulls (Larus fuscus, Laridae) breeding at the southern North Sea coast (Belgium and the Netherlands)	EStienen (Eric Stienen)	3	393	67
Habitrack Black-tailed Godwit	frederic.jiguet (JIGUET Frédéric)	1	6226	10
DELTATRACK - Herring gulls (Larus argentatus, Laridae) and lesser black-backed gulls (Larus fuscus, Laridae) breeding at Neeltje Jans (Netherlands)	EStienen (Eric Stienen)	1	397	48
LBBG_JUVENILE - Juvenile lesser black-backed gulls (Larus fuscus, Laridae) and herring gulls (Larus argentatus, Laridae) hatched in Zeebrugge (Belgium)	EStienen (Eric Stienen)	3	446	55
Common Crane Lithuania GPS, 2015-2016	Mindaugas Dagys & Ramūnas Žydelis	1	54	22
Eurasian Curlews [ID_PROG 1083]	frederic.jiguet (JIGUET Frédéric)	1	58	6
Habitrack European Turtle Dove	frederic.jiguet (JIGUET Frédéric)	3	1995	26
Lesser kestrel (Falco naumanni) Aumelas wind farm interactions, France [ID_PROG 311]	Mathieu_GARCIA_34 (Mathieu GARCIA)	1	7750	2
Osprey in Mediterranean (Corsica, Italy, Balearics)	Osprey (Flavio Monti)	5	1115	25
Use of the MOsaïc of habitats by breeding whiskered TERNs: implications for conservation purposes (UMOTERN) [ID_PROG 432]	Jean-Marc Paillisson	5	23686	43
Burhinus oedicnemus - National FR (30) -ID PROG1091	StvA (steve augiron)	14	668060	529
MigraLion [ID_PROG 1190]	frederic.jiguet (JIGUET Frédéric)	239	3433409	92140
Eurasian Spoonbill - Lok - Camargue (France) 2019-2021	tamarlok (Tamar Lok)	43	1131143	897
GPS tracking of Storks, Cranes and birds of prey, breeding in Northern and Eastern Europe.	Kristjan Adojaan	1	1429	13
Opération 100 tourterelles	LPO	85	1170043	1315
LIFE EUROKITE : Cross-border protection of the red kite in Europe by reducing human-caused mortality	Maximilian Raab	6	599	36
GPS tracking of honey buzzards in Finland	Patrik Byholm	1	15	0

Annexe 3 : Zones préférentielles de passage pour les migrateurs terrestres : flux par sous-périodes et influence du lieu d'équipement des oiseaux.

Problématiques et méthodes utilisées :

Afin d'explorer la variation spatiale des flux de migration dans le golfe du Lion au sein d'une saison, nous avons construit une variante du modèle décrit **section 4.4** pour la période juillet-décembre. Nos tailles d'échantillon n'étant pas suffisantes pour un modèle en 3 dimensions (longitude, latitude, temps), nous avons choisi de regrouper les dates de relevés en deux classes : avant ou après le 20 septembre, qui correspond à la date médiane des observations. Ce modèle considère toujours les ordonnées à l'origine des deux équations (μ_a et μ_b) qui sont différentes et ne sont donc pas comparables, mais applique deux fonctions différentes par classe de date $f1(x,y)$ et $f2(x,y)$ représentée ici par des splines sur les coordonnées géographiques communes mais rattaché à une période spécifique. Ces fonctions, partagées et estimées conjointement par les deux compartiments du modèle, représentent la sélection d'habitat relative des migrateurs par périodes, les "habitats" étant ici les coordonnées géographiques de la zone d'étude.

Par ailleurs, afin d'évaluer l'influence potentielle de l'échantillonnage spatial des oiseaux équipés de GPS sur les flux mesurés, nous avons construit un dernier modèle, appliqué cette fois ci uniquement aux données de suivi télémétrie pour la période juillet-décembre, qui considérait trois classes : les oiseaux équipés à l'ouest de la zone d'étude étendue (longitude du lieu d'équipement < 3,83, soit à l'ouest de Montpellier), au centre (3,83 < longitude du lieu d'équipement < 4,6, à des longitudes entre Montpellier et Avignon), et à l'est (longitude du lieu d'équipement < 4,6, à l'est d'Avignon; voir localisations des individus en vert sur la figure 3).

Flux migratoires par sous-périodes - résultats et discussion :

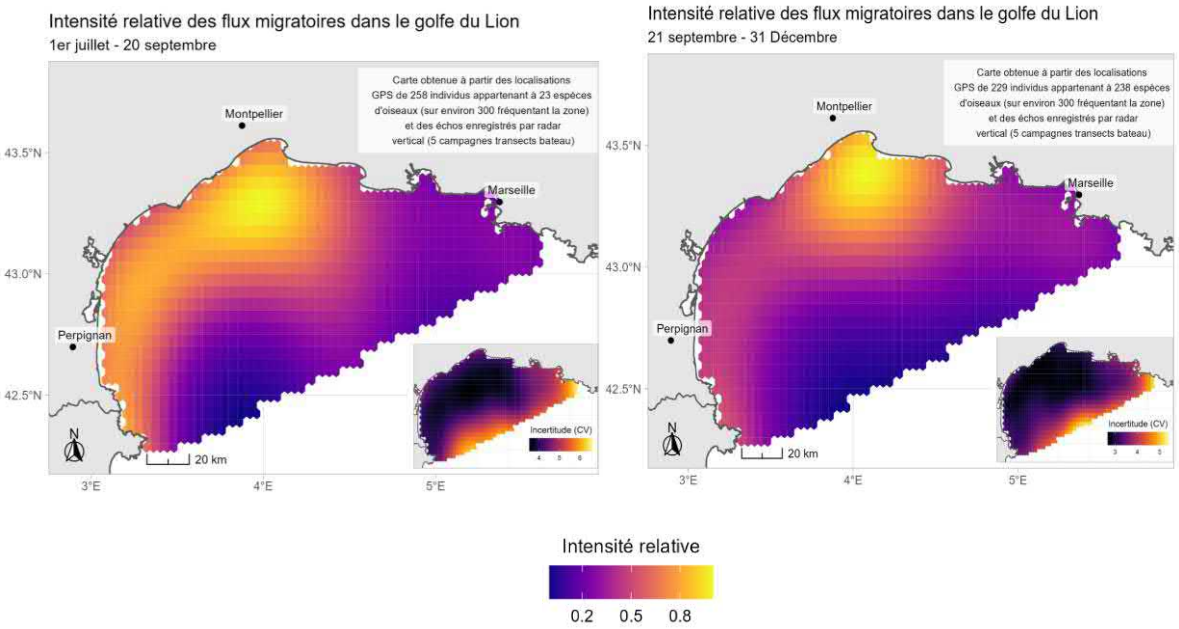


Figure 1 : Cartes représentant l'intensité migratoire relative dans le golfe du Lion, à gauche du 1er juillet au 20 septembre et à droite du 21 septembre au 31 décembre. L'intensité migratoire relative est obtenue par

Office français de la biodiversité
Délégation de façade maritime Méditerranée
Immeuble CMCI - 4ème étage
2, rue Henri Barbusse
13 001 Marseille

l'utilisation d'un modèle additif généralisé (sur les coordonnées X et Y) combinant l'information provenant des localisations des gros oiseaux équipés de GPS (>75g) et des échos enregistrés par radar vertical lors de transects en bateau (pondérés pour le trafic migratoire (MTR) moyen de la nuit mesuré par radar ornithologique à la côte). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (CV) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine.

La comparaison des cartes de spatialisation des flux migratoires par classes de dates montre des zones de passage migratoire légèrement différentes entre périodes (Figure 1). La spatialisation des flux concernant les données récoltées du 1er juillet au 20 septembre suggère un flux fort et continue le long de bande mer située entre 0 et 50 km de la côte entre Montpellier-Camargue et la frontière espagnole, avec également du signal partant en direction de la mer depuis Montpellier-Camargue. Concernant la spatialisation des flux des données récoltées du 20 septembre au 31 décembre, le patron se rapproche du patron général, avec des flux le long de l'ensemble de la bande de mer côtière (0-50 km de la côte).

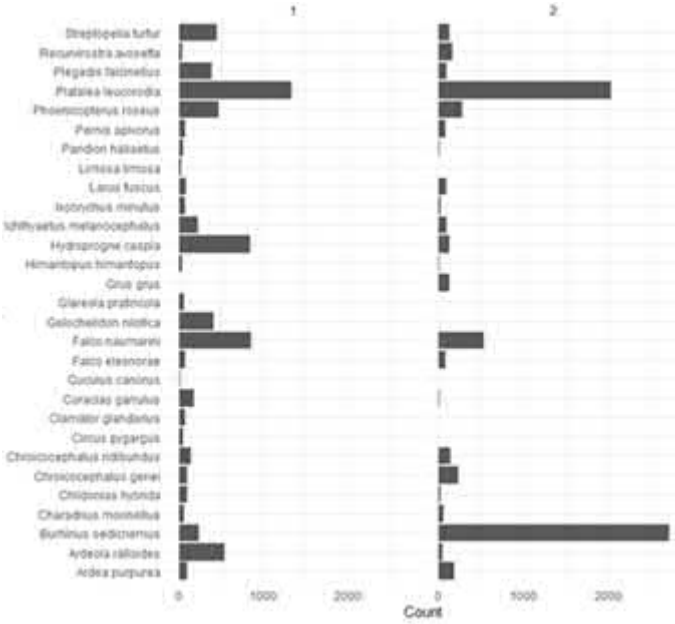


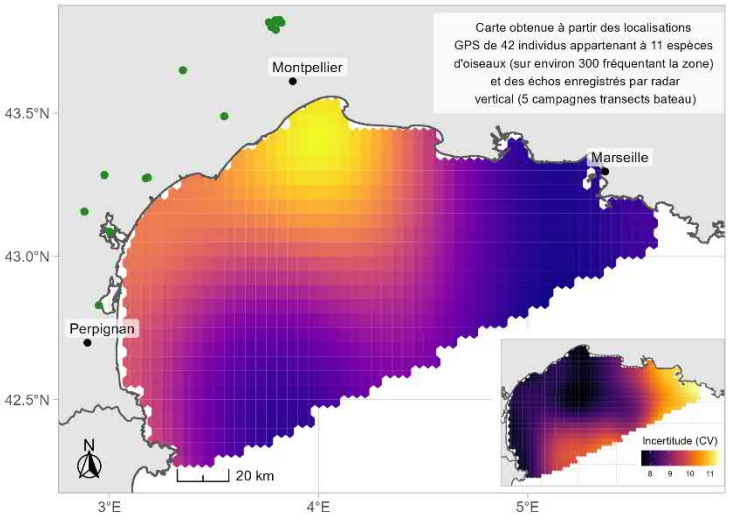
Figure 2 : Nombre de localisations par espèces pour la période avant le 20 septembre (à gauche) et après le 20 septembre (à droite).

Ces résultats sont néanmoins à considérer avec beaucoup de précautions car les échantillons restent encore limités en taille et sont très déséquilibrés en termes d'espèces suivies par période (figure 2). Il n'est de ce fait à ce jour pas possible de distinguer si les patrons spatiaux observés résultent d'une réelle différence entre périodes, des différences météorologiques interannuelles ou s'ils sont le résultat d'un biais lié à la composition en espèces de notre échantillon qui varie entre les deux périodes.

<u>Flux migratoires selon le lieu d'équipement des oiseaux - résultats et discussion</u> :

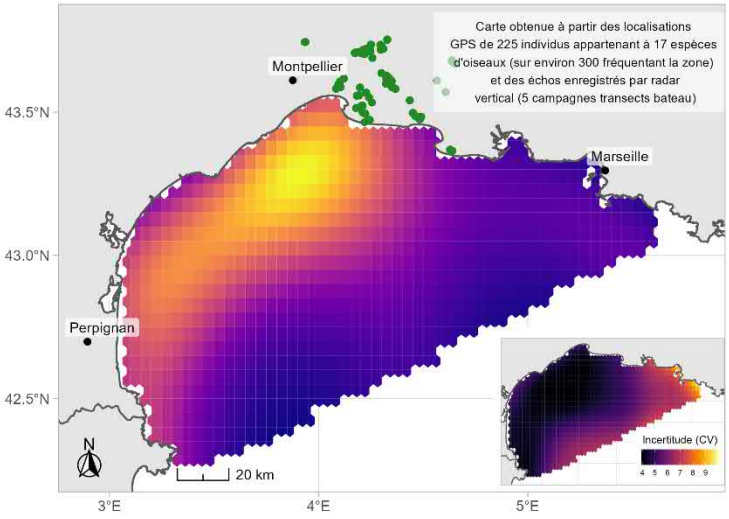
Intensité relative des flux migratoires dans le golfe du Lion

Oiseaux équipés à l'ouest de Montpellier



Intensité relative des flux migratoires dans le golfe du Lion

Oiseaux équipés entre Montpellier et Avignon



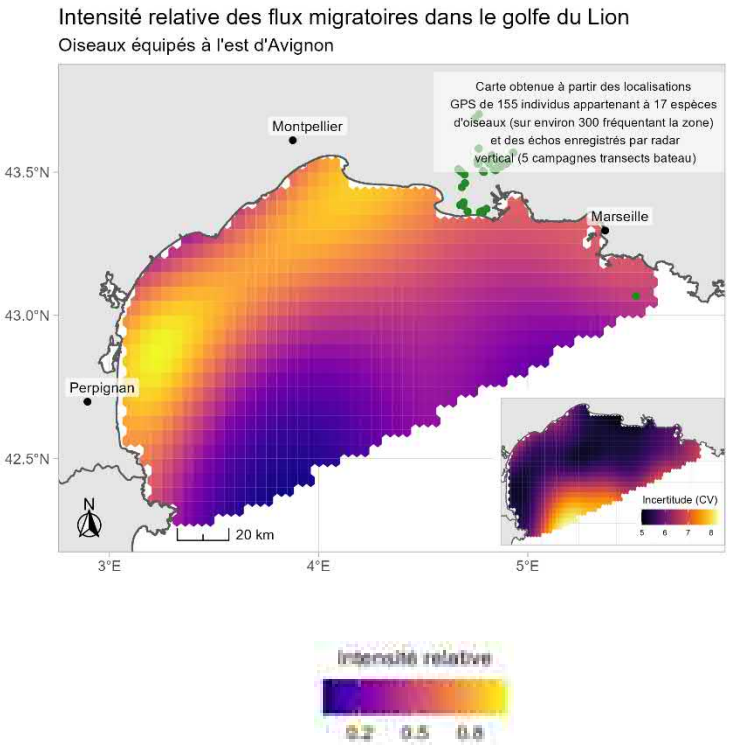


Figure 3 : Cartes représentant l'intensité migratoire relative dans le golfe du Lion selon le lieu d'équipement des individus (points verts). En haut sont représentés les flux migratoires pour les oiseaux équipés à l'ouest de Montpellier (42 individus de 17 espèces), au centre pour les oiseaux équipés entre Montpellier et Avignon (225 individus de 11 espèces), et en bas pour les oiseaux équipés à l'est d'Avignon (155 individus de 17 espèces). L'intensité migratoire relative est obtenue par l'utilisation d'un modèle additif généralisé (sur les coordonnées X et Y) appliqué sur des gros oiseaux équipés de GPS uniquement (>75g). La vignette en bas à droite présente les incertitudes (CV) associées aux prédictions du modèle pour chaque cellule de la grille. Le coefficient de variation (CV) est une mesure sans unité du rapport de l'écart type à la moyenne, plus la valeur est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et la prédiction incertaine.

La comparaison des cartes de spatialisation des flux migratoires en fonction du lieu d'équipement des oiseaux suivis par télémétrie montre des zones de passage préférentielles assez différentes par classes de lieu d'équipement. On note également des coefficients de variation élevés dans les zones sans passage qui s'expliquent par le fait que les tailles d'échantillons sont faibles, en particulier pour les groupes à l'est et à l'ouest. La spatialisation des flux concernant la classe des oiseaux équipés à l'ouest de Montpellier suggère un premier flux continue le long de bande mer située entre 0 et 50 km de la côte entre Montpellier-Camargue et la frontière espagnole et un second flux en direction de la mer depuis Montpellier-Camargue. Pour les oiseaux équipés entre Montpellier et Avignon, on observe uniquement un flux continue le long de la bande mer située entre 0 et 50 km de la côte entre Montpellier-Camargue et la frontière espagnole. Enfin, pour les oiseaux équipés à l'est d'Avignon on observe à la fois un flux continue le long de la bande mer située entre 0 et 50 km, mais cette fois-ci sur l'ensemble de la zone, et un flux en direction de la mer en face de la Camargue.

Office français de la biodiversité
Délégation de façade maritime Méditerranée
Immeuble CMCI - 4ème étage
2, rue Henri Barbusse
13 001 Marseille

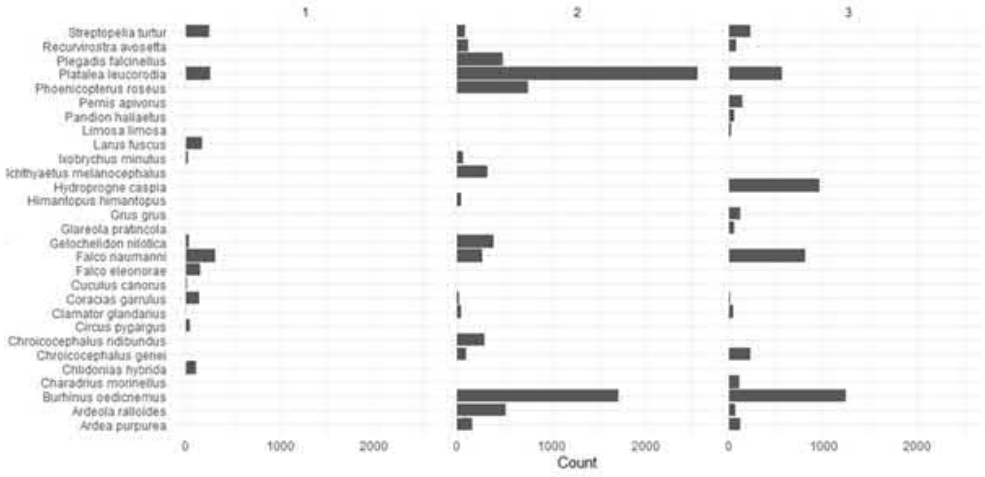
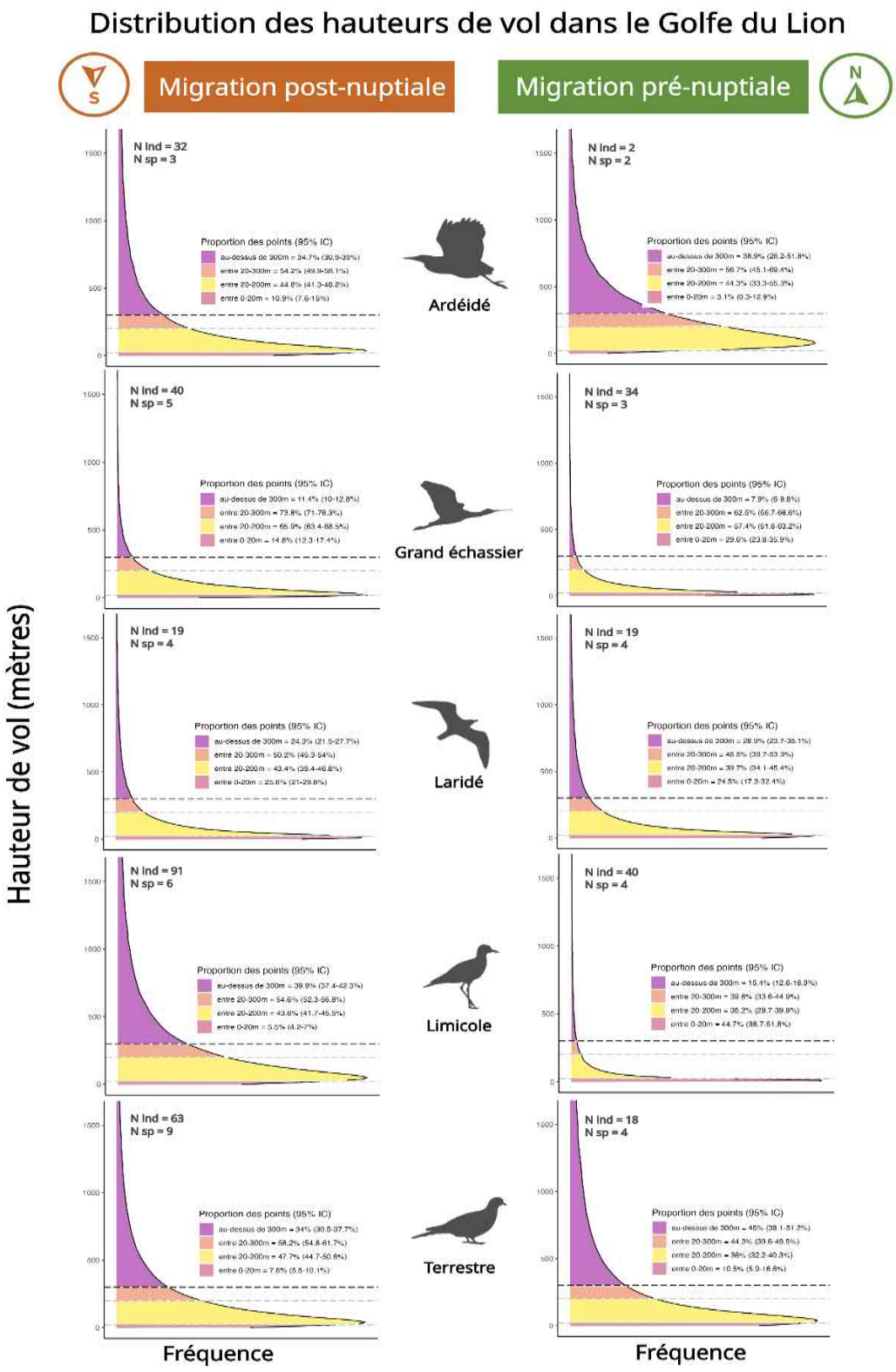


Figure 4 : Nombre de localisations selon la longitude du lieu d'équipement des oiseaux. A gauche les oiseaux équipés à l'ouest de Montpellier, au centre entre Montpellier et Avignon et à droite à l'est d'Avignon.

De nouveau, ces résultats sont à considérer avec beaucoup de précautions car les échantillons restent encore limités en taille et sont très déséquilibrés dans leur composition en espèces (Figure 4). En effet, la zone à l'ouest de Montpellier est fortement sous-représentée dans nos échantillons, elle est composée principalement d'oiseaux terrestres, il est donc probable que l'on sous-estime le flux d'oiseaux longeant la côte vers l'Espagne. Concernant la zone située entre Montpellier et Avignon, les tailles d'échantillons sont plus importantes, mais deux espèces prédominent (spatules blanches et œdicnèmes criards). A l'est d'Avignon le nombre de localisations est intermédiaire et la répartition en espèces relativement équilibrée. A noter que cette comparaison ne prend pas en compte la latitude du lieu d'équipement des oiseaux, en effet il est très probable que les comportements de traversés soient différents pour les oiseaux locaux qui se reproduisent dans la zone de ceux des oiseaux en halte migratoire.

Bien que le modèle intégré utilisé soit très flexible, son efficacité reste limitée par la quantité et la capacité des données à représenter fidèlement un phénomène biologique aussi complexe. Ces analyses complémentaires suggèrent des différences d'utilisation de l'espace selon le lieu d'équipement des oiseaux équipés de GPS ainsi que selon la sous-période de migration (avant ou après le 20 septembre), néanmoins, l'échantillonnage n'est à ce jour pas suffisant pour pouvoir distinguer ces effets de potentiels facteurs confondants, comme des effets météo ou un biais lié à la composition en espèces. Ces conclusions soulignent l'importance de mettre à jour ces analyses au fur et à mesure que des données de suivis GPS seront récoltées afin de diminuer les biais liés à l'échantillonnage pour tenter d'affiner nos connaissances des patrons spatiaux d'intensité migratoires.

Annexe 4 : Distribution de la hauteur de vol des gros oiseaux à partir du modèle à espace-d'états sur les localisations GPS. Résultats présentés par groupe d'espèces (effet aléatoire sur la moyenne et dispersion) et périodes de migration : 1158 localisations pour la période Janvier-Juin (113 individus de 17 espèces) et 3947 localisations pour la période Juillet-Décembre (349 individus de 26 espèces).



Office français de la biodiversité
Délégation de façade maritime Méditerranée
Immeuble CMCI - 4ème étage
2, rue Henri Barbusse
13 001 Marseille

Annexe 5 : Modélisation de la hauteur de vol des petits oiseaux

Problématiques et méthodes utilisées :

A ce jour, l'estimation des hauteurs de vol des petits oiseaux en mer reste un challenge technologique. Les études par radars ornithologiques ont permis de mettre en évidence qu'une part importante des flux de migrateurs a lieu de nuit, à des altitudes moyennes généralement comprises entre 500 et 700 mètres d'altitude. Les études suggèrent que ces altitudes sont plus basses lors des traversées en mer (Bruderer et al., 2018). Concernant les approches par suivi individuel, les appareils de suivi ne pouvant pas dépasser 3% de la masse d'un oiseau, les GPS disponibles dans le commerce ne permettent pour le moment pas d'équiper des oiseaux de petite taille. Dans le cadre de MIGRALION, les oiseaux inférieurs à 75 g ont été équipés de GLS (voir chapitre lot 3 pour détails). Bien que cette technologie permette d'accéder à une estimation fiable de l'altitude, leur précision concernant la longitude et la latitude reste trop faible (100aines de kilomètres) pour aborder des questions à l'échelle d'une zone comme le golfe du Lion. Parmi les oiseaux équipés de GLS et recapturés, 29 individus sont passés à proximité du golfe du Lion (dans la zone en bleu figure 1), vraisemblablement au-dessus de la mer méditerranée. A ces mesures individuelles, s'ajoutent les informations obtenues à partir des échos radars. Si cette approche permet de capter l'ensemble des espèces et des individus et témoigne ainsi d'un plus large panel de stratégies, elle présente d'autres limites. Tout d'abord, si la distinction en classes est possible pour les radars à la côte BirdScan, elle n'est pas possible avec les radars embarqués par bateau en mer. Il ne nous est donc pas possible de filtrer les échos enregistrés pour ne conserver que ceux correspondant à des oiseaux de grandes tailles pour intégrer ces données dans le modèle intégré présenté **section 4.5.** De plus, les oiseaux de petite taille ne sont détectables par les radars que jusqu'à 800-1000 mètres d'altitude, tandis que les gros oiseaux sont captés jusqu'à 1500 mètres. Il manque alors une part importante de la distribution pour les petits oiseaux que l'on sait plus haute que ces altitudes (voir Lot 3), et la tranche 1000-1500 mètres est biaisée vers les oiseaux de grande taille.

Malgré ces limites, nous avons construit de premiers modèles à partir des données disponibles dans MIGRALION, afin de pouvoir croiser les informations et ouvrir la discussion sur de potentielles pistes pour la suite. Nous avons construit un premier modèle à partir des échos par radars ornithologiques en conservant les échos captés de nuit uniquement, lors des périodes de migrations, des catégories "passereau de petite et grande tailles" et "oiseaux non identifiés". La classe "oiseaux non identifiés" correspond vraisemblablement en majorité à des oiseaux et petites tailles dans les limites hautes de leur détection possible, induisant des difficultés de classification (Schmid B., com pers). La modélisation de la distribution des hauteurs de vol consiste en un modèle linéaire généralisé ne faisant pas intervenir de processus d'observation directement. L'extrapolation du nombre de cible par classe d'altitude est effectuée en pondérant les données par l'indice "mtr-factor" fourni par le fabricant. Le faisceau radar ne captant des échos de petits oiseaux qu'entre 50 et 1000 mètres d'altitude, la distribution des hauteurs de vol a été modélisée par une loi log-normale tronquée dans cet intervalle.

Ensuite, nous avons construit un second modèle à partir des altitudes enregistrées par GLS en conservant les trajectoires identifiées comme probablement en mer aux alentours du golfe du Lion et plus bas en méditerranée (voir zone bleue figure 1). Nous avons de nouveau modélisé une distribution des altitudes qui suit une loi log-normale.

En troisième étape, nous avons intégré les deux modèles précédents, en suivant la même démarche que celle présentée dans la **section 4.5** qui intégré les données de hauteurs de vol des "gros oiseaux".

Enfin, nous avons construit un dernier modèle en utilisant cette fois ci les échos captés par radars embarqués lors des transects en mer, en pondérant le nombre d'échos par l'effort, c'est-à-dire le nombre de pixels échantillonnés par tranche d'altitude.

Pour l'ensemble de ces modèles, nous avons contraint cette distribution à ne pas dépasser des altitudes de 4500 mètres, la grande majorité des oiseaux n'atteignant pas ces altitudes. Les analyses dans un cadre Bayésien permettent d'appliquer ce type de contraintes facilement en utilisant des distributions à priori des paramètres que l'on considère informatifs (ici contrainte appliquée sur le paramètre de dispersion).

Résultats et discussion :

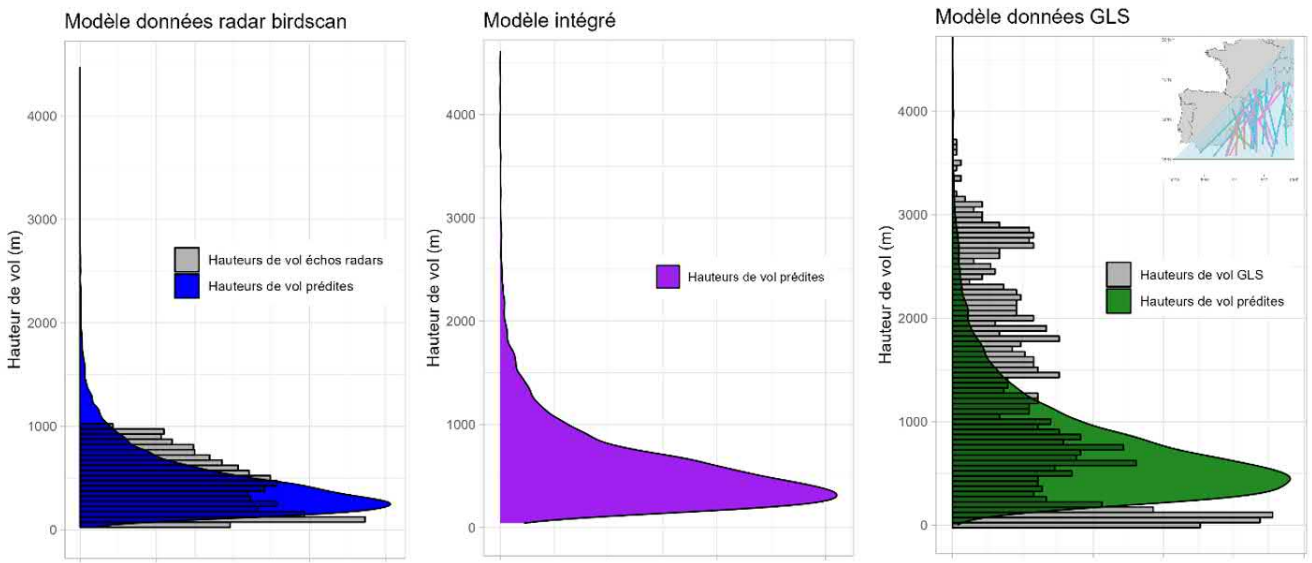


Figure 1 : Distribution des hauteurs de vol des petits oiseaux dans le golfe du Lion à partir des échos captés par radar BirdScan (à gauche), des hauteurs de vol mesurées par GLS (à droite) et en combinant ces deux sources dans un modèle intégré (au centre). Les histogrammes en gris correspondent aux données brutes. Les plages de couleurs correspondent à la distribution des hauteurs de vol prédite par les modèles. A noter : ces deux informations sont représentées de façon superposée pour permettre une comparaison visuelle, néanmoins les échelles sont différentes car il s'agit dans le cas des données brutes d'un nombre de points et dans le cas de la distribution prédite de valeur de densité.

Les résultats obtenus et présentés sur la figure 1 montrent des différences assez marquées de distribution des hauteurs de vol selon la source d'information. Tout d'abord, les hauteurs prédites à partir des données radar sont basses (médiane = 347 [Intervalle de crédibilité à 95%, IC95% 338-356] mètres) et peu dispersées (Q25% = 224 [218-230] mètres ; Q75% = 567 [523-552] mètres). A l'inverse, les hauteurs prédites à partir des données GLS sont plus élevés (médiane = 614 [592-638] mètres) et également plus dispersées (Q25% = 396 [381-412] mètres ; Q75% = 952 [918-991] mètres). Les valeurs obtenues par le modèle intégré sont, comme attendu, intermédiaires (médiane = 468 [455-482] mètres ; Q25% = 302 [293-311] mètres ; Q 75% 726 [704-748] mètres).

La modélisation de distribution des hauteurs de vol à partir des données radar est très sensible au choix des informations à priori utilisées pour modéliser la dispersion, soulignant la difficulté du modèle à extrapoler le haut de la distribution à partir d'observations tronquées. Il en est de même pour la partie basse de la courbe entre 0

Office français de la biodiversité
Délégation de façade maritime Méditerranée
Immeuble CMCI - 4ème étage
2, rue Henri Barbusse
13 001 Marseille

et 50 mètres. Quant à la distribution des hauteurs de vol à partir des données GLS, on peut voir sur la figure que les données mesurées par GLS semblent beaucoup plus dispersées que ce que permet la distribution prédite. Ces deux résultats suggèrent que la contrainte d'utiliser une loi log-normale n'est peut-être pas adaptée pour résumer les hauteurs de vol des petits oiseaux, en particulier si la distribution réelle des hauteurs de vol n'est pas unimodale, du fait de différences divergentes entre espèces, d'un effet jour/nuit (voir Lot 3), d'un effet de distance à la côte ou d'effets météorologiques (distribution et importance des vents favorables). On peut s'attendre en effet à ce que cette distribution ne soit pas unimodale du fait de cette hétérogénéité potentielle. Une piste méthodologique serait l'utilisation d'une mixture de loi, permettant de s'adapter à cette hétérogénéité et pallier au caractère unimodal de la log-normale, sur le modèle de ce qui est utilisé pour séparer les échos d'insectes et d'oiseaux enregistrés par radar météo (Nussbaumer et al., 2021). Néanmoins, nos données ne nous permettent actuellement pas de couvrir l'ensemble de ces conditions, que ce soit par les tailles d'échantillons trop restreintes pour les GLS, d'une absence de précision sur la localisation des oiseaux en mer, et par les contraintes associées à la forme et volume du faisceau radar. Il apparaît comme très important pour pallier ce déficit de connaissances concernant la distribution de hauteur de vol de petits oiseaux afin de suivre le développement des nouvelles technologies de suivi individuels (en particulier la réduction de la taille et du poids des balises).

Bruderer, B., Peter, D., & Korner-Nievergelt, F. (2018). Vertical distribution of bird migration between the Baltic Sea and the Sahara. Journal of Ornithology, 159(2), 315-33 https://doi.org/10.1007/s10336-017-1506-z

Nussbaumer, R., Schmid, B., Bauer, S., & Liechti, F. (2021). A Gaussian Mixture Model to Separate Birds and Insects in Single-Polarization Weather Radar Data. Remote Sensing, 13(10), 1989. https://doi.org/10.3390/rs13101989

Office français de la biodiversité
Délégation de façade maritime Méditerranée
Immeuble CMCI - 4ème étage
2, rue Henri Barbusse
13 001 Marseille