



RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE

*Liberté
Égalité
Fraternité*



Projet BIRDMOVE – Programme ECUME

Estimer l'impact des effets déplacement et barrière des parcs éoliens en mer sur les oiseaux marins : cas d'étude sur le fou de Bassan

Rapport final



Rédaction :

Martha MAC CALL

Alice BERNARD

David GREMILLET

Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE), Univ Montpellier, CNRS, EPHE-PSL University, IRD, Montpellier, France

Contact : david.gremillet@cefe.cnrs.fr

Février 2025

Vérification : Groupe d'experts scientifiques du GT ECUME, COPIL du 22 janvier 2025

Validation : Revue de projet du GT ECUME du 6 mars 2025

Approbation : Marie-Pierre CABOS (MTES/DGALN/DEB/ELM1), Lise DEGOY (MTES/DGEC)

1 Le GT ECUME

Le présent rapport a été réalisé dans le cadre du GT ECUME.

La capacité du milieu marin à recevoir plus d'activités doit être évaluée au-delà de projets autorisés de manière successive, en portant un regard global sur leurs effets cumulés à l'échelle du milieu marin.

Le GT ECUME (Groupe de travail sur les Effets CUMulés des projets d'énergies Marines Renouvelables sur l'Environnement marin) répond au besoin identifié lors de la 2ème Conférence nationale de l'Océan d'avril 2016 de mener une réflexion sur l'intégration environnementale des projets d'énergies renouvelables en mer (EMR) en amont de toute décision d'implantation d'un de ces parcs. Cela nécessite en particulier une analyse des impacts cumulés de ces projets sur les écosystèmes marins et littoraux.

A cet égard, quatre objectifs complémentaires ont été identifiés pour le GT ECUME :

- améliorer les évaluations des projets d'EMR sur le volet « analyse des impacts cumulés », pour les services de l'État comme pour les porteurs des projets,
- identifier les connaissances scientifiques manquantes pour réaliser cette analyse et proposer une méthode opérationnelle pour combler les lacunes identifiées,
- améliorer la prise en compte des autres sources de pression que les projets EMR et de leurs évolutions futures,
- sécuriser les autorisations administratives des projets d'EMR vis-à-vis des engagements de la France pour la préservation des écosystèmes marins.

L'atteinte de ces objectifs implique la proposition de méthodes d'évaluation nécessaires à mettre en place afin que les projets français d'énergies renouvelables en mer – non encore autorisés – puissent être mis en œuvre en répondant à l'exigence introduite par la loi sur la biodiversité de 2016¹ à savoir « l'absence de perte nette de biodiversité » par la mise en place de mesures de la séquence « éviter, réduire, compenser », dite « séquence ERC ».

Dans ce contexte, le GT ECUME a pour but d'apporter des réponses d'experts de l'environnement marin, sur les impacts cumulés des projets de parcs éoliens en mer déjà attribués afin de bien les prendre en compte pour les futurs projets de parcs non encore autorisés. Pour cela une démarche méthodologique d'analyse de ces impacts cumulés doit être proposée. Cette démarche est, dans un premier temps, définie et testée sur un périmètre d'étude restreint constitué de deux parcs situés au large de la Normandie, ceux de Fécamp et Courseulles-sur-Mer. Elle a vocation à être ensuite généralisée et appliquée à l'ensemble des projets de parcs éoliens en mer de la façade Manche- Mer du Nord, ou adaptée et reproduite pour d'autres façades.

¹ Loi n° 2016-1087 « Loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature, et des paysages »

2 Résumé

L'éolien en mer connaît en France un développement important, qui devrait s'accélérer dans les prochaines années pour permettre au pays d'atteindre ses objectifs climatiques et énergétiques. Actuellement, la France ne dispose que de trois parcs éoliens en mer en service (Fécamp, Saint-Brieuc et Saint-Nazaire), pour une puissance totale de 1,5 GW. Cependant, l'objectif est d'atteindre 45 GW d'ici 2050. Pour que ce développement ne se fasse pas aux dépens de la biodiversité marine, il doit s'accompagner d'un travail essentiel de planification spatiale et d'études d'impact permettant de prévenir au maximum les atteintes à la biodiversité des parcs éoliens en mer.

Créé en 2018, le GT ECUME (groupe de travail sur les effets cumulés des projets d'énergies marines renouvelables) a pour mission de proposer une méthode d'évaluation des impacts cumulés des projets d'énergies marines renouvelables sur la biodiversité marine. Piloté par le ministère en charge de l'écologie, coordonné scientifiquement par l'Ineris, et animé par l'OFB², l'Ifremer³ et le Cerema⁴, le GT ECUME s'appuie sur un réseau d'experts et d'organismes scientifiques pour répondre à trois objectifs :

1. Améliorer les évaluations environnementales des projets d'énergies renouvelables en mer sur le volet « analyse des impacts cumulés » et sur la séquence « éviter, réduire, compenser » (séquence ERC) ;
2. Identifier les connaissances scientifiques manquantes pour réaliser ces analyses ;
3. A plus long terme, améliorer la prise en compte des autres sources de pression et de leurs évolutions futures (notamment la pêche, le tourisme et le trafic maritime).

Parmi les espèces pouvant être impactées par les parcs éoliens en mer figurent les oiseaux marins. Ces derniers sont exposés au risque de collision avec les éoliennes (mortalité directe), ainsi qu'aux effets déplacement (perte d'habitat fonctionnelle) et barrière (création d'obstacles aux déplacements). Afin de proposer une méthode d'évaluation des impacts cumulés des parcs éoliens en mer sur les oiseaux marins, le GT ECUME a lancé en 2022 trois études complémentaires : BIRD RISK, BIRD MOVE et BIRD DYNAMIC. L'objectif était d'étudier l'impact du risque de collision (BIRD RISK) et des effets déplacement et barrière (BIRD MOVE) à l'échelle des sept premiers parcs éoliens en mer autorisés en France (AO 1 à 3 : Dunkerque, Dieppe Le Tréport, Fécamp, Courseulles-sur-Mer, Saint-Brieuc, Saint-Nazaire et Yeu Noirmoutier), pour estimer les conséquences à long terme de ces effets sur la dynamique des populations d'oiseaux marins exposées (BIRD DYNAMIC). Une liste de 36 espèces à étudier en priorité a été proposée par le GISOM (Annexe B).

Les travaux du projet BIRD RISK ont permis d'estimer le risque de collisions annuelles pour vingt espèces d'oiseaux marins, à l'échelle des sept premiers parcs éoliens en mer français. Le projet BIRD DYNAMIC a ensuite construit un modèle permettant de faire des projections démographiques pour évaluer l'impact à long terme de ces collisions annuelles sur la dynamique des populations. En raison de calendriers incompatibles, le projet BIRD DYNAMIC n'a pas pu intégrer les résultats du projet BIRD MOVE pour prendre en compte l'impact des effets

² Office français de la biodiversité

³ Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

⁴ Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement

déplacement et barrière sur la dynamique des populations. La réalisation de scénarios démographiques intégrant à la fois le risque de collision et les effets déplacement et barrière est prévue pour le projet BIRDYNAMIC 2, qui débutera en 2025.

L'impact des effets déplacement et barrière sur les oiseaux marins est particulièrement complexe à prédire car il est indirect. Les oiseaux sensibles à ces effets pourraient subir des coûts énergétiques, en volant plus longtemps pour contourner les parcs se trouvant sur leur chemin (effet barrière), ou en se déplaçant vers des habitats alternatifs potentiellement plus éloignés et/ou moins favorables (effet déplacement). A terme, ces coûts énergétiques pourraient impacter leur survie et leur succès reproducteur. La revue de littérature réalisée au début du projet BIRDMOVE (cf. partie 2) a montré que seule l'utilisation de modèles individuels centrés (MIC) pouvait permettre de modéliser cette chaîne d'impact. Les MIC sont couramment utilisés en écologie évaluer l'impact de changements environnementaux sur les paramètres démographiques des populations. Toutefois, très peu ont déjà été développés pour évaluer l'impact des parcs éoliens en mer sur les oiseaux marins. Nous en avons identifié cinq dans la littérature (cf. partie 2.2), mais aucun ne répondait aux attentes du projet BIRDMOVE, à savoir proposer une méthode d'évaluation des effets déplacement et barrière pouvant être généralisée à un grand nombre d'espèces et utilisée dans les études d'impact de projets éoliens en mer. Pour le projet BIRDMOVE, nous avons donc développé un nouveau MIC (cf. partie 3). Compte-tenu du temps nécessaire au développement de ce modèle, il n'a pas été possible dans le temps imparti de l'appliquer à plusieurs espèces. Nous présentons ici son application à un cas d'étude servant d'exemple : la colonie de fous de Bassan de l'île Rouzic. Il est prévu que ce modèle soit étendu à d'autres espèces dans le cadre du projet BIRDYNAMIC 2.

Table des matières

1	Le GT ECUME.....	4
2	Résumé.....	5
3	Avant-propos.....	1
4	Introduction.....	2
4.1	Contexte du développement de l'éolien en mer	2
4.2	Impacts sur les oiseaux marins.....	2
4.3	Objectifs du projet BIRDMOVE.....	4
5	Etat de l'art sur l'évaluation des effets déplacement et barrière.....	5
5.1	L'approche matricielle.....	5
5.2	Les modèles individu-centrés.....	6
5.3	Un paramètre clé : le taux de macro-évitement.....	7
5.3.1	Etat actuel des connaissances.....	7
5.3.2	Solutions proposées en l'absence de données empiriques	8
6	Modèle individu-centré développé dans le cadre du projet BIRDMOVE.....	11
6.1	Présentation du modèle.....	12
6.1.1	Objectif.....	12
6.1.2	Entités modélisées, variables d'état et échelles spatio-temporelles.....	12
6.1.3	Vue d'ensemble du modèle.....	15
6.2	Procédure d'utilisation.....	17
6.2.1	Initialisation de la grille du modèle.....	17
6.2.2	Initialisation des paramètres du modèle.....	21
6.2.3	Validation du modèle.....	25
6.2.4	Analyse des résultats.....	26
6.2.5	Analyses de sensibilité.....	26
6.3	Résultats pour le cas du fou de Bassan.....	26
6.3.1	Validation du modèle.....	26
6.3.2	Effet du taux de macro-évitement des parcs éoliens en mer.....	27
6.3.3	Effet de l'ajout de parcs éoliens en mer.....	27
6.3.4	Analyses de sensibilité.....	32
6.4	Discussion.....	32
7	Perspectives et recommandations.....	36
	Annexes.....	38
	Références.....	73

3 Avant-propos

Citation du document :

Mac Call M., Bernard A. et Gremillet D., 2025. Estimer l'impact des effets déplacement et barrière des parcs éoliens en mer sur les oiseaux marins : cas d'étude sur le fou de Bassan
Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE) – CNRS / GT ECUME. 82 pages

Objet de ce rapport d'analyse :

Dans le cadre du développement de l'énergie éolienne en mer en Manche, l'objectif de ce rapport est de proposer une première approche méthodologique pour estimer l'impact de l'effet déplacement et de l'effet barrière des parcs éoliens en mer sur la faune volante marine potentiellement exposée à la construction des parcs éoliens en prenant en compte un éventuel effet cumulé de la construction de ces parcs mais sans prise en compte de mesures d'évitement, de réduction et de compensation potentiellement opérées par les porteurs de projet.

Avertissement :

Ce rapport ne constitue pas un guide méthodologique d'évaluation des effets cumulés du GT ECUME, mais un exemple de mise en œuvre d'une méthodologie.

4 Introduction

4.1 Contexte du développement de l'éolien en mer

A l'échelle mondiale, le secteur de l'énergie représente environ 85% des émissions de CO₂ (IEA, 2024). Malgré le développement des énergies renouvelables, les énergies fossiles dominent encore largement le mix énergétique mondial (IEA, 2024). Face à l'urgence climatique, il est donc impératif d'accélérer la transition énergétique pour atteindre la neutralité carbone d'ici 2050 (IPCC, 2023). L'éolien en mer fait partie des sources d'énergies renouvelables qui pourraient y contribuer. A ce jour, il ne fournit qu'une part infime de l'approvisionnement mondial en électricité (0,3 % en 2018), mais son potentiel serait immense et encore largement inexploité (IEA, 2019).

L'éolien en mer occupe une place centrale dans la stratégie climatique et énergétique de l'Union européenne (Commission européenne, 2023), qui s'est fixée pour objectif d'atteindre au moins 60 GW de capacité installée d'ici 2030, et 300 GW d'ici 2050, contre 16,3 GW en 2022 (Commission européenne, 2020). Au sein de l'UE, la France dispose du deuxième plus grand potentiel pour l'éolien en mer, derrière le Royaume-Uni. Toutefois, ce potentiel est encore peu exploité, avec seulement trois parcs actuellement en service au large des côtes françaises (Fécamp, Saint-Brieuc et Saint-Nazaire), pour une puissance totale de 1,5 GW.

La France accuse un net retard par rapport aux objectifs de la programmation pluriannuelle de l'énergie (PPE) 2019-2028, qui visait pour l'éolien en mer une capacité installée de 2,4 GW en 2023 et 5,2 à 6,2 GW en 2028 (MTE, 2020). Le gouvernement souhaite donc accélérer rapidement le développement de l'éolien en mer, et a fixé pour 2050 un nouvel objectif de 45 GW, ce qui pourrait représenter plus de 20 % de la consommation énergétique du pays à cette date. Actuellement, trois nouveaux parcs éoliens en mer sont en construction (Dieppe Le Tréport, Courseulles-sur-Mer et Yeu Noirmoutier), trois sont en cours de développement (Dunkerque, Centre Manche 1 et Bretagne Sud 1) et plusieurs procédures de mise en concurrence ont été lancées (Annexe A). A l'issue des récents travaux de planification de l'espace maritime, plusieurs zones prioritaires pour le développement de l'éolien en mer à l'horizon 2050 ont également été désignées⁵ (Annexe A).

4.2 Impacts sur les oiseaux marins

L'ampleur du développement éolien en mer suscite des inquiétudes croissantes concernant les impacts potentiels sur la biodiversité marine (Galparsoro et al., 2022), et notamment sur les oiseaux marins (CNPN, 2021 ; Garthe et al., 2023). Du fait de leur nature hautement mobile, ces derniers sont déjà soumis à de nombreuses menaces d'origine anthropique : captures accidentelles par les engins de pêche, espèces envahissantes présentes sur les colonies (rats et chats notamment), changement climatique et événements météorologiques extrêmes, surpêche, pollutions, etc. (Dias et al., 2019). D'après les critères de la Liste Rouge de l'UICN⁶, 30 % des espèces d'oiseaux marins sont actuellement menacées à l'échelle mondiale et au moins 57 % subissent des déclin démographiques (BirdLife International, 2022). Les oiseaux marins sont parmi les oiseaux les plus menacés à travers la planète (Dias et al., 2019). En raison de leur grande longévité, de leur maturité sexuelle tardive et de leur faible fécondité (la plupart des espèces ne pondent qu'un œuf par an), leurs populations sont particulièrement vulnérables aux impacts des activités humaines (Courbin et al., 2022 ; Courbin et al., 2024). Dans ce

⁵ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000050362918>

⁶ Union Internationale pour la Conservation de la Nature

contexte, l'ajout d'une pression supplémentaire avec la construction de parcs éoliens en mer pourrait constituer une menace réelle pour ces espèces.

Les oiseaux marins pourraient être impactés par les parcs éoliens en mer de trois façons (Drewitt & Langston, 2006 ; Fox et al., 2006 ; Fox & Petersen, 2019 ; Fig. 1) : par le **risque de collision** (mortalité directe), par l'**effet déplacement** (perte d'habitat fonctionnelle), et par l'**effet barrière** (création d'obstacles aux déplacements). Contrairement au risque de collision, les effets déplacement et barrière sont une source d'impact indirecte. En forçant certains oiseaux à voler plus longtemps pour contourner les parcs se trouvant sur leur chemin (effet barrière) ou à se relocaliser vers des habitats alternatifs potentiellement plus éloignés et moins favorables (effet déplacement), les effets déplacement et barrière pourraient impacter la balance énergétique des oiseaux, et à terme, se répercuter sur leur survie et leur succès reproducteur (Fox et al., 2006).

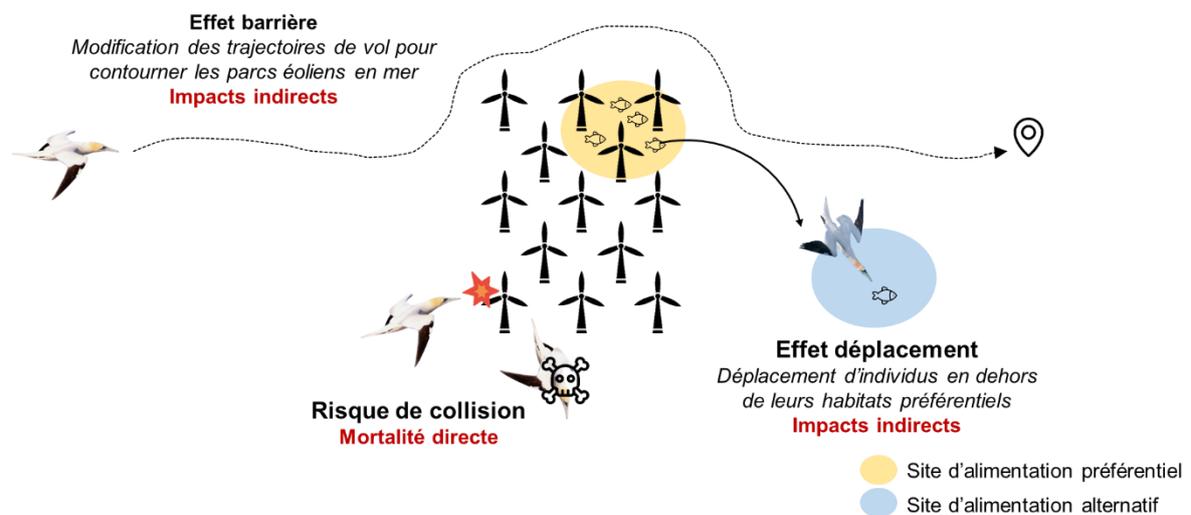


Figure 1. Représentation schématique des trois principales sources d'impact des parcs éoliens en mer sur les oiseaux marins.

La sensibilité des oiseaux marins à ces trois sources d'impact dépend de l'espèce et de sa réponse comportementale à la présence de parcs éoliens en mer. En comparant la distribution de populations d'oiseaux marins avant et après l'installation de parcs éoliens en mer, des études ont montré que selon l'espèce, cette réponse comportementale pouvait aller de l'évitement fort à l'attraction forte (Dierschke et al., 2016 ; Lamb et al., 2024). Ainsi, les espèces ayant tendance à éviter les parcs éoliens en mer sont moins exposées au risque de collision, mais davantage aux effets déplacement et barrière, et inversement.

Lorsqu'il a lieu, l'évitement peut se produire à trois échelles spatiales (Cook et al., 2014 ; May, 2015) : on parle de **macro-évitement** lorsque les oiseaux évitent entièrement les parcs éoliens en mer (à une distance plus ou moins grande selon l'espèce), de **méso-évitement** lorsqu'ils traversent les parcs mais s'éloignent le plus possible des éoliennes, et de **micro-évitement** dans le cas d'un évitement de dernière minute pour éviter la collision (Fig. 2). Les effets déplacement et barrière sont directement liés au macro-évitement, tandis que le risque de collision dépend des trois échelles d'évitement. Au sein d'une même espèce, tous les oiseaux ne vont pas éviter les parcs éoliens en mer (cette variabilité interindividuelle peut être liée entre autres à l'âge et au sexe des individus). Pour quantifier la réponse d'évitement des parcs éoliens en mer à l'échelle d'une population d'oiseaux marins, on peut mesurer des taux de macro-évitement / micro-évitement / méso-évitement (e.g., Cook et al., 2018) qui indiquent la proportion d'individus évitant les parcs éoliens en mer au sein de la population.

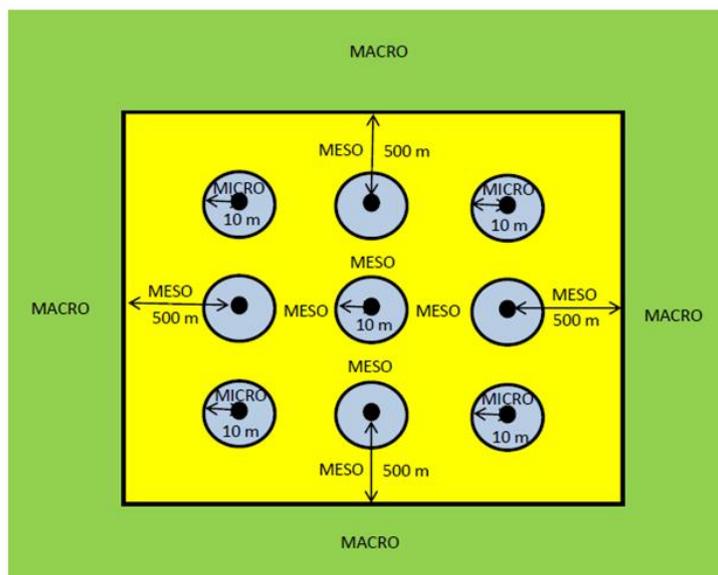


Figure 2. Représentation schématique des trois échelles d'évitement des parcs éoliens en mer par les oiseaux marins. Les points noirs représentent les éoliennes. Les distances sont indicatives. (Source : Cook et al., 2014)

Concernant l'effet d'attraction, il n'a été observé que très rarement, principalement chez les cormorans et certains goélands (Dierschke et al., 2016 ; Lamb et al., 2024). Il pourrait s'expliquer par l'utilisation des éoliennes comme perchoirs, ou par une augmentation de la ressource alimentaire à l'intérieur des parcs en raison d'un effet « récif artificiel » (Inger et al. 2009 ; Langhamer, 2012) ou d'une restriction des activités de pêche (Coates et al., 2016). La contrepartie de cet effet d'attraction est qu'il expose les oiseaux à un risque de collision accru.

4.3 Objectifs du projet BIRDMOVE

Le projet BIRDMOVE s'est intéressé spécifiquement aux effets déplacement et barrière des parcs éoliens en mer. L'impact potentiel de ces effets sur les populations d'oiseaux marins est particulièrement complexe à prédire car il est indirect (Fox et al., 2006). Il a lieu tout d'abord à l'échelle individuelle en termes de coûts énergétiques (Masden et al., 2010), si les oiseaux sont contraints de parcourir de plus grandes distances pour contourner les parcs qui se trouvent sur leur chemin ou pour rejoindre des sites d'alimentation plus éloignés ou moins favorables. Ces coûts énergétiques pourraient se répercuter sur la survie et le succès reproducteur des oiseaux, et impacter à long terme la dynamique de leurs populations (Fox et al., 2006 ; Searle et al., 2018). A ce jour, il n'existe toutefois aucune donnée empirique à ce sujet, car il serait compliqué de mesurer l'impact démographique des effets déplacement et barrière (Busch & Garthe, 2016). Notre capacité à prédire ces impacts est donc limitée (Green et al., 2016 ; Furness et al., 2013).

La prise en compte des effets déplacement et barrière dans les études d'impact des projets éoliens en mer représente donc un défi méthodologique majeur. Dans ce contexte, l'objectif du projet BIRDMOVE était 1) de réaliser un état de l'art des méthodes existantes pour évaluer l'impact des effets déplacement et barrière sur les oiseaux marins (cf. partie 2), et 2) de proposer une méthode d'évaluation adaptée pour les études d'impacts des projets éoliens en mer (cf. partie 3).

5 Etat de l'art sur l'évaluation des effets déplacement et barrière

Le développement de méthodes d'évaluation de l'impact des effets déplacement et barrière sur les oiseaux marins n'en est qu'à ses prémices (Croll et al., 2022). Nous avons identifié dans la littérature deux approches possibles (Searle et al., 2022) : une approche dite « matricielle », et l'utilisation de modèles individu-centrés. Dans cette partie, nous présentons chacune de ces deux approches et discutons de leur pertinence pour les études d'impact de projets éoliens en mer.

5.1 L'approche matricielle

L'approche matricielle est une méthode proposée par Busch & Garthe (2016) pour évaluer le risque que pourraient représenter les effets déplacement et barrière d'un parc éolien en mer pour la pérennité d'une population donnée d'oiseaux marins. Elle repose sur l'utilisation d'une simple matrice (Fig. 3), dont les lignes indiquent des taux de macro-évitement⁷ entre 0 et 100 %, et les colonnes indiquent des taux de mortalité des individus déplacés⁸ entre 0 et 100 %. En multipliant l'effectif de la population exposée (calculé au préalable en estimant la densité d'oiseaux à l'intérieur du parc) par chaque combinaison de ces deux facteurs, la matrice indique le nombre de mortalités attendu pour tous les scénarios possibles de macro-évitement et de mortalité des individus déplacés.

Species (season)	Mortality (%)											
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%	
Displacement level (%)	0%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	10%	0	50	100	150	200	250	300	350	400	450	500
	20%	0	100	200	300	400	500	600	700	800	900	1000
	30%	0	150	300	450	600	750	900	1050	1200	1350	1500
	40%	0	200	400	600	800	1000	1200	1400	1600	1800	2000
	50%	0	250	500	750	1000	1250	1500	1750	2000	2250	2500
	60%	0	300	600	900	1200	1500	1800	2100	2400	2700	3000
	70%	0	350	700	1050	1400	1750	2100	2450	2800	3150	3500
	80%	0	400	800	1200	1600	2000	2400	2800	3200	3600	4000
	90%	0	450	900	1350	1800	2250	2700	3150	3600	4050	4500
100%	0	500	1000	1500	2000	2500	3000	3500	4000	4500	5000	

Figure 3. Exemple de matrice d'évaluation des impacts des effets déplacement et barrière. (Source : Busch & Garthe, 2016)

Busch & Garthe (2016) proposent ensuite de sélectionner la ligne de la matrice correspondant au taux de macro-évitement le plus réaliste pour l'espèce étudiée, sur la base de données empiriques ou à dire d'expert, puis de comparer les scénarios de mortalité associés avec un quota de prélèvement maximum soutenable appelé « PBR » (« Potential Biological Removal »). Le PBR est une estimation du nombre de mortalités additionnelles que la population pourrait supporter chaque année sans que cela ne compromette sa persistance (Busch & Garthe, 2016 ; Chambert & Besnard, 2021). Il est calculé à partir de la formule suivante (Wade, 1998) :

$$PBR = F * \frac{R_{max}}{2} * N_{min}$$

⁷ On trouve parfois dans la littérature l'expression « taux de déplacement », ou « displacement level » en Anglais.

⁸ Par les effets déplacement et barrière.

où R_{max} est le taux de croissance maximal théorique de la population, N_{min} est une estimation conservatrice de la taille de la population, et F est un « facteur de rétablissement » permettant d'ajuster le quota pour tenir compte des sources d'incertitudes (Busch & Garthe, 2016 ; Chambert & Besnard, 2021).

Busch & Garthe (2016) propose de calculer le PBR de la population afin de déterminer le taux de mortalité des individus déplacés qu'il faudrait atteindre pour dépasser ce seuil, considérant un certain taux de macro-évitement. Si le taux de mortalité des individus déplacés entraînant le dépassement du PBR semble réaliste (à dire d'expert) alors il serait possible que les effets déplacement et barrière compromettent la pérennité de la population. A l'inverse, si ce taux de mortalité semble excessif (toujours à dire d'expert), alors le scénario de dépassement du PBR en raison des effets déplacement et barrière serait peu probable (Busch & Garthe, 2016).

L'approche matricielle présente l'avantage d'être simple et rapide à mettre en œuvre. Elle ne requière qu'une estimation de la taille de la population exposée et une estimation du taux de macro-évitement caractéristique de l'espèce étudiée. Son utilisation a été recommandée, notamment au Royaume-Uni, pour étudier l'impact possible des effets déplacement et barrière des projets éoliens en mer sur les oiseaux marins (Busch & Garthe, 2016 ; JNCC, 2015 ; JNCC, 2022).

Toutefois, l'utilisation de cette approche matricielle présente de nombreuses limites. Tout d'abord, elle ne permet pas d'estimer la mortalité probable liée aux effets déplacement et barrière. Elle permet seulement de calculer des scénarios de mortalité *possibles*, pour identifier ceux dans lesquels la pérennité de la population serait compromise, et évaluer leur plausibilité à dire d'expert. Au mieux, elle fournit donc une évaluation préliminaire du risque que pourraient présenter les effets déplacement et barrière d'un parc éolien en mer pour la pérennité d'une population. De plus, l'utilisation du PBR est controversée pour de multiples raisons (Chambert & Besnard, 2021 ; Cook & Robinson, 2017 ; Green *et al.*, 2016 ; Miller *et al.*, 2019 ; O'Brien *et al.*, 2017 ; Punt *et al.*, 2020 ; Schippers *et al.*, 2020). La principale limite du PBR dans ce contexte est qu'il indique un quota maximum de prélèvements incluant *toutes* les sources de mortalité, pas seulement celles liées à l'éolien en mer. Il se pourrait donc que le PBR d'une population soit déjà dépassé, ou presque atteint, en raison d'autres sources de mortalité qui ne sont pas prises en compte ici. Ensuite, l'évaluation de la plausibilité des scénarios de mortalité des individus déplacés repose entièrement sur des avis d'experts, puisqu'il n'existe aucune donnée empirique à ce sujet. Dans le cadre des études d'impact de projets éoliens en mer, c'est justement ce qu'il faudrait chercher à estimer. Finalement, l'approche matricielle considère uniquement les impacts en termes de mortalité, alors que les effets déplacement et barrière pourraient également impacter le succès reproducteur des oiseaux marins.

5.2 Les modèles individu-centrés

Une alternative à l'approche matricielle est l'utilisation de modèles individu-centrés⁹ (MIC). Il s'agit de modèles mécanistes, utilisant une approche « bottom-up » pour comprendre comment les propriétés d'une population (par exemple, le taux de survie et le succès reproducteur) émergent des caractéristiques et comportements des individus qui la composent (Grimm & Railsback, 2005 ; Jorgensen & Fath, 2011). Dans ce type de modèle, les individus sont modélisés comme des entités discrètes et autonomes, capables d'interagir entre elles et avec leur environnement, de s'adapter et d'apprendre de leurs expériences (Jorgensen & Fath, 2011). Chaque individu est caractérisé par un ensemble d'attributs (localisation spatiale, traits physiologiques ou comportementaux) qui le distinguent des autres et peuvent évoluer

⁹ *Individual-Based Models (IBM)* ou *Agent-Based Models (ABM)* en Anglais

au cours du temps (De Angelis & Grimm, 2014). Les MIC permettent de simuler les comportements des individus d'une population (recherche alimentaire, croissance, reproduction, dispersion, etc.), pendant tout ou une partie de leur cycle de vie, afin faire des prédictions sur les impacts populationnels de changements à l'échelle individuelle. Ils sont de plus en plus utilisés en écologie pour évaluer l'impact de changements environnementaux sur les paramètres démographiques de populations et informer des mesures de conservation (DeAngelis & Grimm, 2014), notamment pour les oiseaux marins (e.g., Boyd et al., 2016 ; Langton et al., 2014 ; Stillman et al., 2003 ; Stillman & Goss-Custard, 2010 ; Warwick-Evans et al., 2018). Leur principal inconvénient est qu'ils requièrent de nombreuses données sur les caractéristiques physiologiques, comportementales et énergétiques des espèces, peuvent être complexes à développer et nécessitent d'importantes puissances de calcul.

Dans le cadre du développement éolien en mer, l'utilisation de modèles individu-centrés (MIC) a été recommandée pour prédire l'impact des effets déplacement et barrière sur les populations d'oiseaux marins, en alternative à l'approche matricielle (Croll et al., 2022 ; Fox et al., 2006 ; JNCC, 2015 ; Searle et al., 2022). Toutefois, cette approche est encore peu répandue. Dans la littérature scientifique et grise, nous n'avons identifié que cinq études ayant recouru à des MIC pour estimer l'impact des effets déplacement et barrière sur des populations d'oiseaux marins : deux sur la période de reproduction (Searle et al., 2018 ; Warwick-Evans et al., 2018), une sur la période de migration (Layton-Matthews et al., 2023), une sur la période d'hivernage (Kaiser et al., 2002) et une sur l'intégralité du cycle annuel (van Kooten et al., 2019). Ces modèles proposent des approches intéressantes pour estimer le coût énergétique lié à l'évitement des parcs éoliens en mer, et en déduire l'impact sur la survie et le succès reproducteur des oiseaux. Cependant, les scripts de ces modèles ne sont pas accessibles, à l'exception de celui de Warwick-Evans et al. (2018), qui est par ailleurs le seul publié dans une revue scientifique. Le modèle de Warwick-Evans et al. (2018), conçu pour évaluer l'impact du développement éolien dans la Manche sur la population de fous de Bassan de l'île d'Aurigny, est donc le seul qui puisse être réutilisé. Il semble néanmoins peu accessible pour des bureaux d'études, dans le cadre d'études d'impact, car il n'est pas généralisable à d'autres espèces que le fou de Bassan, et fonctionne sur le logiciel NetLogo, qui utilise un langage de programmation peu connu en écologie.

En résumé, l'utilisation de MIC semble être la méthode la plus pertinente pour évaluer l'impact démographique des effets déplacement et barrière sur les populations d'oiseaux marins, mais aucun des modèles actuellement disponibles ne semble suffisamment opérationnel pour être utilisé en l'état dans le cadre d'études d'impact.

5.3 Un paramètre clé : le taux de macro-évitement

Pour évaluer l'impact probable des effets déplacement et barrière à l'échelle d'une population d'oiseaux marins, il est indispensable de connaître le **taux de macro-évitement**¹⁰ probable de l'espèce étudiée. Ce taux indique la probabilité qu'un oiseau de cette espèce évite entièrement les parcs éoliens en mer en cas d'exposition. En d'autres termes, il fournit une estimation du pourcentage d'individus susceptibles d'être impactés par les effets déplacement et barrière au sein de la population.

5.3.1 Etat actuel des connaissances

Pour un certain nombre d'espèces d'oiseaux marins, il existe des estimations empiriques du taux de macro-évitement des parcs éoliens en mer (e.g., Cook et al., 2014 ; Cook et al., 2018 ;

Dierschke et al., 2016 ; Lamb et al., 2024 ; Marques et al., 2021). Ces estimations ont été obtenues en comparant la distribution de populations d'oiseaux marins avant et après l'installation de parcs éoliens en mer (e.g. Garthe et al., 2023). Elles ne concernent toutefois qu'un nombre encore limité d'espèces, et leur fiabilité est débattue (Busch & Garthe, 2016 ; Cook et al., 2014 ; Furness et al., 2013 ; Green et al., 2016). Cook et al. (2014) soulignent que certaines études ont cherché à quantifier séparément le macro-évitement lié à l'effet déplacement et celui lié à l'effet barrière, mais ont utilisé pour cela des données qui ne permettent pas de les distinguer. En effet, les effets déplacement et barrière se manifestent tous les deux par une diminution de la densité d'oiseaux marins dans les zones occupées par les parcs éoliens en mer (Cook et al., 2014 ; Humphreys et al., 2015 ; JNCC, 2015). De plus, les taux de macro-évitement mesurés empiriquement sont parfois variables d'une étude à l'autre pour une même espèce, ce qui suggère un effet contexte-dépendant important. L'intensité de l'effet déplacement pourrait notamment varier selon la disponibilité d'habitats alternatifs, la distance à laquelle ils se trouvent, et leur qualité par rapport à l'habitat perdu (May, 2015). L'intensité du macro-évitement pourrait également dépendre de différentes caractéristiques des parcs éoliens (surface, densité, taille et agencement des éoliennes ; Drewitt & Langston, 2006 ; Fox & Petersen, 2019). Ainsi, les taux de macro-évitement mesurés sur un site donné ne sont pas forcément transposables ailleurs. Par exemple, pour le fou de Bassan, les estimations varient entre 61,7% (Webb et al., 2016) et 100% (Mendel et al., 2014 ; Nelson et al., 2015). Enfin, très peu d'études se sont intéressées aux variations des effets déplacement et barrière selon la période du cycle annuel (Cook et al., 2014).

En résumé, le taux de macro-évitement pourrait varier selon de nombreux facteurs, liés à l'espèce, à la saison, aux caractéristiques techniques des parcs éoliens en mer et à leur localisation par rapports aux habitats des oiseaux (Drewitt & Langston, 2006 ; Fox & Petersen, 2019 ; May, 2015). Notre compréhension de la façon dont ces facteurs influencent la réponse comportementale des oiseaux marins aux parcs éoliens en mer est encore limitée, ce qui compromet notre capacité à prédire de façon robuste l'impact des effets déplacement et barrière. L'acquisition de données supplémentaires sur la réponse comportementale des oiseaux marins aux parcs éoliens en mer est un enjeu majeur à long terme (Fox et al. 2006).

5.3.2 Solutions proposées en l'absence de données empiriques

En cas d'absence de données empiriques sur le taux de macro-évitement d'une espèce, il a été suggéré, notamment par les autorités environnementales du Royaume-Uni (JNCC, 2015), d'utiliser comme proxy les scores de sensibilité aux effets déplacement et barrière calculés par Furness et al. (2013) et Bradbury et al. (2014).

Ces scores ont été calculés en suivant la méthode proposée par Furness et al. (2013), qui vise à calculer pour chaque espèce un score de sensibilité relative aux effets déplacement et barrière (« *disturbance/displacement score* »¹¹) prenant en compte quatre paramètres : la sensibilité de l'espèce au dérangement causé par les parcs éoliens en mer (infrastructures et trafics de bateaux et d'hélicoptères associés) (a), le degré de spécialisation de l'espèce pour l'habitat (b), et l'enjeu de conservation de l'espèce dans la zone géographique considérée (c). Ce score est calculé à l'aide de la formule suivante :

¹¹ Furness et al. (2013) définissent le terme « *displacement* » comme « *a reduced number of birds occurring within or immediately adjacent to offshore wind farms* » et le terme « *disturbance* » comme « *birds spending extra time and/or energy to avoid structures or human activity associated with offshore wind farms* ». Ainsi, le « *displacement/disturbance score* » reflète la sensibilité relative aux effets déplacement et barrière, sans distinction entre les deux.

$$\text{Disturbance/displacement score} = (a * b * c)/10$$

Pour chaque espèce, une note de 1 à 5 est attribuée aux facteurs a et b sur la base de données empiriques, ou à défaut, à dire d'expert (Furness et al., 2013). Le facteur « enjeu de conservation » (c) est quant à lui calculé à l'aide d'une autre formule dédiée (Furness & Wade, 2012). Furness et al. (2013) ont choisi de diviser le score final par 10 (arbitrairement) afin de réduire son poids par rapport au score de sensibilité relative au risque de collision. En suivant cette méthode, Furness et al. (2013) ont calculé un score de sensibilité aux effets déplacement et barrière pour 38 espèces d'oiseaux marins en Ecosse. Plus tard, Bradbury et al. (2014) l'ont réutilisée pour l'appliquer à 32 espèces d'oiseaux marins présentes en Angleterre.

Cet indice a été conçu pour évaluer, dans une zone géographique donnée, la sensibilité relative des populations d'oiseaux marins aux effets déplacement et barrière, sur la base des connaissances disponibles sur leur écologie, leur comportement et leur état de conservation. Il permet de hiérarchiser les espèces entre elles selon leur sensibilité relative probable aux effets déplacement et barrière, et a surtout été utilisé pour produire des cartes de sensibilité relative des oiseaux marins à l'éolien en mer (e.g., Bradbury et al., 2014 ; Best & Halpin, 2018).

Bien qu'il n'ait pas été conçu pour cela, il a été suggéré que l'indice de sensibilité relative aux effets déplacement et barrière de Furness et al. (2013) pouvait être utilisé comme proxy du taux de macro-évitement propre à chaque espèce (JNCC, 2022 ; Busch et al., 2015) (Tableau I).

Tableau I. Méthode proposée pour mettre en correspondance l'indice de sensibilité relative aux effets déplacement et barrière de Furness et al. (2013) avec des catégories de taux de macro-évitement probables (d'après Busch et al., 2015).

Score de sensibilité relative aux effets déplacement et barrière de Furness et al. (2013)	Taux de macro-évitement probable de l'espèce
1	0 – 20
2	20 – 40
3	40 – 60
4	60 – 80
5	80 – 100

Cette approche présente toutefois plusieurs limites majeures. Premièrement, rien ne prouve qu'il existe une corrélation entre l'indice de sensibilité relative aux effets déplacement et barrière de Furness et al. (2013) et le taux de macro-évitement des oiseaux marins, encore moins qu'il existe une relation linéaire entre les deux (JNCC, 2022). Ensuite, il semble contradictoire de faire l'hypothèse d'une relation positive entre le degré de spécialisation d'une espèce pour l'habitat (paramètre b) et son taux de macro-évitement. En effet, les espèces ayant un degré de spécialisation pour l'habitat élevé sont par définition plus restreintes dans leur choix d'habitat. En cas d'exposition à un parc éolien en mer, elles pourraient être contraintes de rester sur place malgré les risques associés, en l'absence d'habitats alternatifs accessibles à proximité. A l'inverse, les espèces généralistes pourraient avoir plus de facilité à se relocaliser. On s'attend donc plutôt à ce que les espèces généralistes aient des taux de macro-évitement plus élevés, et non l'inverse. Par ailleurs, il ne semble pas pertinent de prendre en compte l'état de conservation d'une espèce (paramètre c) pour approximer son taux de macro-évitement probable. Si nous souhaitions utiliser l'indice de Furness et al. (2013) comme proxy du taux de macro-évitement probable d'une espèce, il faudrait donc retirer ce paramètre de la formule comme l'ont fait Humphreys et al. (2015).

Pour l'ensemble de ces raisons, il semble discutable d'utiliser l'indice de sensibilité aux effets déplacement et barrière de Furness et al. (2013) comme proxy du taux de macro-évitement.

Pour les études d'impact des projets éoliens en mer, nous recommandons d'utiliser les données empiriques disponibles dans la littérature sur les taux de macro-évitement de chaque espèce. Bien que les estimations varient parfois d'une étude à l'autre pour une même espèce, elles sont rarement contradictoires (Dierschke et al., 2016 ; Lamb et al., 2024). Pour prendre en compte l'incertitude concernant le taux de macro-évitement de chaque espèce, nous recommandons d'étudier plusieurs scénarios d'impact probables, selon la gamme de valeurs trouvées dans la littérature. Par principe de précaution, le scénario correspondant au taux de macro-évitement le plus élevé trouvé dans la littérature devrait systématiquement être examiné, comme le préconisent Busch et al. (2015). Il est également possible de toujours évaluer un scénario « prudent » avec un taux de macro-évitement de 100 %, comme l'ont fait van Kooten et al. (2019).

6 Modèle individu-centré développé dans le cadre du projet BIRDMOVE

Dans la littérature grise et scientifique, nous avons recensé cinq études ayant recouru à des MIC pour évaluer l'impact des effets déplacement et barrière sur des populations d'oiseaux marins (Kaiser et al., 2002 ; Layton-Matthews et al., 2023 ; Searle et al., 2018 ; Van Kooten et al., 2019 ; Warwick-Evans et al., 2018). Un seul de ces modèles est disponible en open-source : celui de Warwick-Evans et al. (2018). Il a été conçu pour évaluer l'impact du développement éolien en mer dans la Manche sur la colonie de fous de Bassan de l'île d'Aurigny. Pour le projet BIRDMOVE, nous nous sommes inspirés de ce modèle afin d'en proposer une version optimisée, plus facilement adaptable à d'autres espèces, en vue d'une utilisation dans les études d'impact des projets éoliens en mer.

Le modèle que nous présentons ici est développé sous R, ce qui constitue une amélioration majeure par rapport au modèle de Warwick-Evans et al. (2018), qui fonctionne sur le logiciel NetLogo. En effet, NetLogo utilise un langage de programmation spécifique, beaucoup moins répandu en écologie que le langage R. Le passage sous R facilitera grandement la compréhension et l'utilisation du modèle par un public plus large. De plus, R offre des fonctionnalités avancées facilitant la gestion des données nécessaires au modèle, ainsi que la visualisation et l'analyse des résultats. Enfin, il est possible à partir de R de développer des interfaces web interactives (Shiny) permettant à des utilisateurs non experts d'utiliser des modèles sans avoir à manipuler leur code¹².

Notre modèle, comme celui de Warwick-Evans et al. (2018), se concentre sur la période d'élevage des poussins car il s'agit d'une étape critique du cycle annuel des oiseaux marins, au cours de laquelle ils seraient particulièrement vulnérables aux effets déplacement et barrière (Croll et al., 2022 ; Fox & Petersen, 2019). L'évaluation des effets déplacement et barrière pendant les autres périodes du cycle annuel ne doit toutefois pas être négligée et devra faire l'objet de prochains développements méthodologiques.

Pour valider notre modèle, nous l'avons testé sur la colonie de fous de Bassan de l'île Rouzic (Bretagne). En France, le fou de Bassan est l'espèce d'oiseau marin la mieux étudiée (Annexe C). L'unique colonie française, située sur l'île Rouzic, fait l'objet de suivis par balise GPS depuis 2005. Il s'agissait d'un cas d'étude idéal pour le projet BIRDMOVE car nous disposons pour cette population de toutes les données nécessaires au paramétrage du modèle. De plus, de nombreuses études ont montré que les fous de Bassan ont une forte tendance à éviter les parcs éoliens en mer, avec des taux de macro-évitement estimés entre 60 % et 100 % (Krijgsveld et al., 2011 ; Mendel et al., 2014 ; Nelson et al., 2015 ; Peschko et al., 2021 ; Rehfishch et al., 2014 ; Skov et al., 2012 ; Skov et al., 2018 ; Vanermen et al., 2014 ; Vanermen et al., 2016 ; Vanermen et al., 2017 ; Webb et al., 2016). La colonie de l'île Rouzic se trouvant à proximité de plusieurs zones prioritaires pour le développement de l'éolien en mer à l'horizon 2050, il s'agissait d'un cas d'étude intéressant pour le projet BIRDMOVE. Le principal inconvénient des MIC est le temps nécessaire à leur développement et la quantité de données requises pour leur paramétrage (Railsback & Grimm, 2019). Dans le temps imparti du projet BIRDMOVE, il n'a pas été possible d'étendre le modèle à d'autres espèces que le fou de Bassan. Le projet BIRDYNAMIC 2, qui débutera en 2025, permettra de le faire.

¹² Voir par exemple l'application EolPop développé dans le cadre du programme MAPE pour évaluer l'impact démographique des mortalités aviaires causées par les collisions avec les parcs éoliens terrestres : <https://shiny.cefe.cnrs.fr/eolpop/>

Dans cette partie, nous présentons le fonctionnement du MIC développé pour le projet BIRDMOVE, ainsi que les résultats de son application à la colonie de fous de Bassan de l'île Rouzic. Nous discutons des limites du modèle, des perspectives d'amélioration et des données à acquérir pour pouvoir l'étendre à d'autres espèces.

6.1 Présentation du modèle

Pour présenter le modèle développé dans le cadre du projet BIRDMOVE, nous suivons la méthode ODD ("Overview, Design concepts, Details", ou "Vue d'ensemble, Principes de conception, Détails") recommandé par Grimm et al. (2010) pour décrire le fonctionnement de MIC. Les trois premières parties de ce plan ("Objectif", "Entités modélisées, variables d'état et échelles spatio-temporelles" et "Vue d'ensemble du modèle") sont présentées dans cette partie (3.1.1 à 3.1.3). Les suivantes, qui fournissent des détails supplémentaires sur le fonctionnement précis du modèle, sont en Annexe D.

6.1.1 Objectif

Le modèle simule de façon spatialement explicite les comportements des oiseaux marins d'une colonie donnée en période d'élevage des poussins : trajets de recherche alimentaire, capture de poissons, repos à la surface, surveillance du nid et nourrissage des poussins. Chaque jour, il calcule la balance énergétique des oiseaux, en comparant leurs gains (issus de la prise alimentaire) à leurs dépenses (liées au métabolisme de base et aux différentes activités réalisées durant la journée), pour en déduire l'évolution de leur masse corporelle. Il détermine ainsi quels oiseaux sont encore en vie à la fin de chaque journée, en comparant leur masse corporelle à un seuil minimum considéré comme léthal (un seuil différent est utilisé pour les adultes et les poussins). A la fin de la saison d'élevage des poussins, le modèle indique le taux de survie des adultes et des poussins. En comparant un scénario de référence, sans parc éolien en mer, avec différents scénarios d'impact (incluant plus ou moins de parcs éoliens en mer dans l'environnement, ou avec un taux de macro-évitement plus ou moins élevé), le modèle permet d'estimer le coût énergétique des effets déplacement et barrière et l'impact associé sur le taux de survie des adultes et leur succès de reproduction (taux de survie des poussins).

6.1.2 Entités modélisées, variables d'état et échelles spatio-temporelles

Deux groupes d'individus sont modélisés : les adultes de la colonie, organisés en paires, et leurs poussins. La taille de la population simulée est définie par l'utilisateur. Chaque adulte (Tableau II) et chaque poussin (Tableau III) est caractérisé par un ensemble d'attributs, ou variables d'état. Ces attributs permettent de modéliser chaque individu comme une entité discrète et autonome. Sur R, ces attributs sont stockés dans deux tableaux distincts : un pour les adultes et un pour les poussins.

La variable *owf_avoidance* est particulièrement importante car c'est elle qui détermine le comportement de chaque adulte vis à vis des parcs éoliens en mer. C'est une variable binaire : une valeur de 1 est attribuée aux adultes qui évitent systématiquement les parcs éoliens en mer (adultes sensibles aux effets déplacement et barrière) et une valeur de 0 est attribuée aux adultes qui ne les évitent pas (adultes non sensibles aux effets déplacement et barrière). La proportion d'adultes évitant les parcs éoliens en mer dans la population simulée doit être déterminée à partir des connaissances disponibles sur le taux de macro-évitement de l'espèce étudiée. Différents taux de macro-évitement peuvent être testés.

Tableau II. Variables d'état (attributs) des adultes

Nom de la variable	Type de variable	Description de la variable
who_ad	Quantitative discrète	Identifiant unique de l'adulte
xcor	Quantitative discrète	Coordonnée x de la cellule dans laquelle se trouve l'adulte
ycor	Quantitative discrète	Coordonnée y de la cellule dans laquelle se trouve l'adulte
cell	Quantitative discrète	Numéro de la cellule dans laquelle se trouve l'adulte
gender	Qualitative binaire	Sexe de l'adulte ("M" ou "F")
pair	Quantitative discrète	Numéro de la paire à laquelle appartient l'adulte
alive_dead	Qualitative binaire	Statut vivant/mort de l'adulte ("alive" ou "dead")
weight	Quantitative continue	Poids de l'adulte (en g)
time_at_nest	Quantitative discrète	Temps passé au nid depuis la fin du dernier trajet (en min)
tripID	Quantitative discrète	Identifiant du trajet alimentaire en cours
direction	Qualitative binaire	Direction de l'adulte ("outbound" pour le trajet aller vers le site d'alimentation ou "inbound" pour le trajet retour vers la colonie)
destination	Quantitative discrète	Numéro de la cellule visée par l'adulte (un site d'alimentation s'il est sur le trajet aller, la colonie s'il est sur le trajet retour)
reached_target	Qualitative binaire	Destination atteinte ou non ("yes" ou "no")
prob_foraging_here	Quantitative continue	Probabilité de pêcher dans la cellule où l'adulte se trouve
behav	Qualitative nominale	Comportement de l'adulte à ce pas de temps ("flying", "foraging", "resting" ou "nest")
behav_before_night	Qualitative nominale	Comportement de l'adulte avant la tombée de la nuit (permet de reprendre ce comportement au lever du jour)
stomach_content	Quantitative continue	Contenu stomacal (en g)
full	Qualitative binaire	Indique si l'adulte est arrivé à satiété (seuil <i>full_threshold</i> atteint) au cours de ce trajet ("yes" ou "no")
rested	Qualitative binaire	Indique si l'adulte a terminé le repos long suivant l'arrivée à satiété (contenu stomacal redescendu en dessous de <i>rest_threshold</i>) au cours de ce trajet ("yes" ou "no")
rest_type	Qualitative binaire	Type de repos ("long" ou "short"). Le repos long suit l'arrivée à satiété, les repos courts ont lieu sur le trajet retour lorsque le contenu stomacal dépasse le seuil <i>rest_threshold</i> .
time_resting	Quantitative discrète	Compteur du temps passé au repos au cours du trajet actuel (en min)
time_flying	Quantitative discrète	Compteur du temps passé en vol au cours du trajet actuel (en min)
time_foraging	Quantitative discrète	Compteur du temps passé en recherche alimentaire au cours du trajet actuel (en min)
time_at_sea	Quantitative discrète	Compteur de la durée du trajet actuel (en min)

Nom de la variable	Type de variable	Description de la variable
gave_up_trip	Qualitative binaire	Indique si l'adulte a dû faire demi-tour pour rentrer à la colonie avant d'être arrivé à satiété ("yes" ou "no")
total_catch	Quantitative continue	Quantité totale de poisson pêchée depuis le début du trajet actuel (en g)
digested_food	Quantitative continue	Quantité totale de poisson digérée depuis le début du trajet actuel (en g)
fish_counter	Quantitative discrète	Nombre de poissons pêchés depuis le début du trajet actuel
last_fish_mass	Quantitative continue	Masse du dernier poisson pêché (en g)
last_fish_time	Quantitative discrète	Minute à laquelle le dernier poisson a été pêché
fishing_fail	Quantitative discrète	Nombre de tentatives de pêche infructueuses depuis que l'adulte est arrivé dans cette cellule (changement de cellule au bout de 5 échecs)
food_given_to_chick	Quantitative continue	Quantité de nourriture donnée au poussin à l'issue du trajet (en g)
egain	Quantitative continue	Énergie gagnée au cours de la journée (en kJ)
eexpend	Quantitative continue	Énergie dépensée à l'issue du pas de temps (en kJ)
owf_avoidance	Qualitative binaire	Indique si l'adulte évite ou non les parcs éoliens en mer ("yes" ou "no")

Tableau III. Variables d'état (attributs) des poussins

Nom de la variable	Type de variable	Description de la variable
who_ch	Quantitative discrète	Identifiant unique du poussin
pair	Quantitative discrète	Numéro de la paire à laquelle appartient le poussin
alive_dead	Qualitative binaire	Statut vivant/mort du poussin ("alive" ou "dead")
weight	Quantitative continue	Poids du poussin (en g)
egain	Quantitative continue	Gains énergétiques du poussin à l'issue de chaque jour (en kJ)
dayfed	Quantitative discrète	Dernier jour où le poussin a été nourri
chick_food	Quantitative continue	Quantité de nourriture reçue depuis le début de la journée (en g)
chick_food_max	Quantitative continue	Quantité maximale de nourriture que le poussin peut recevoir aujourd'hui pour remplir ses besoins énergétiques (en g)

Le modèle est spatialement explicite : au cours de la simulation, les oiseaux se déplacent à l'intérieur d'une grille délimitant le périmètre de recherche alimentaire de la colonie, estimé à partir de données de suivi GPS (cf. partie 3.2.1). La taille et la résolution de cette grille sont définies par l'utilisateur. Chaque cellule est caractérisée par un ensemble de quatre attributs (Tableau IV) : un identifiant numérique unique (la première cellule étant située en haut à gauche), un type d'usage (terre, mer, colonie ou parc éolien en mer), une probabilité d'utilisation par les oiseaux (calculée à partir des données GPS ; cf. partie 3.2.1) et une probabilité que les oiseaux y pêchent (calculée à partir des données GPS ; cf. partie 3.2.1).

Tableau IV. Variables d'état (attributs) des cellules de grille

Nom de la variable	Type de variable	Description de la variable
cellID	Quantitative discrète	Numéro de la cellule
cellType	Qualitative nominale	Usage de la cellule ("sea", "land", "colony" ou "owf")
probUse	Quantitative continue	Probabilité qu'un oiseau se déplace vers cette cellule depuis une cellule voisine lorsqu'il explore sa zone d'alimentation
probForaging	Quantitative continue	Probabilité qu'un oiseau choisisse cette cellule comme destination au départ du nid, ou probabilité qu'un oiseau s'y arrête pour pêcher s'il la traverse

La simulation débute à la naissance des poussins et progresse par pas de temps jusqu'à la fin de la période d'élevage des poussins. La durée de cette période dépend de l'espèce étudiée. Le pas de temps doit être ajusté selon la taille de cellule choisie et la vitesse de vol moyenne de l'espèce étudiée : il doit permettre aux oiseaux de se déplacer de cellule en cellule à une vitesse réaliste au cours d'un pas de temps.

6.1.3 Vue d'ensemble du modèle

La figure 2 représente la structure générale du modèle. Ce dernier est composé de différents sous-modèles interconnectés, codés sur R sous forme de fonctions¹³. Chaque fonction permet de réaliser une tâche particulière.

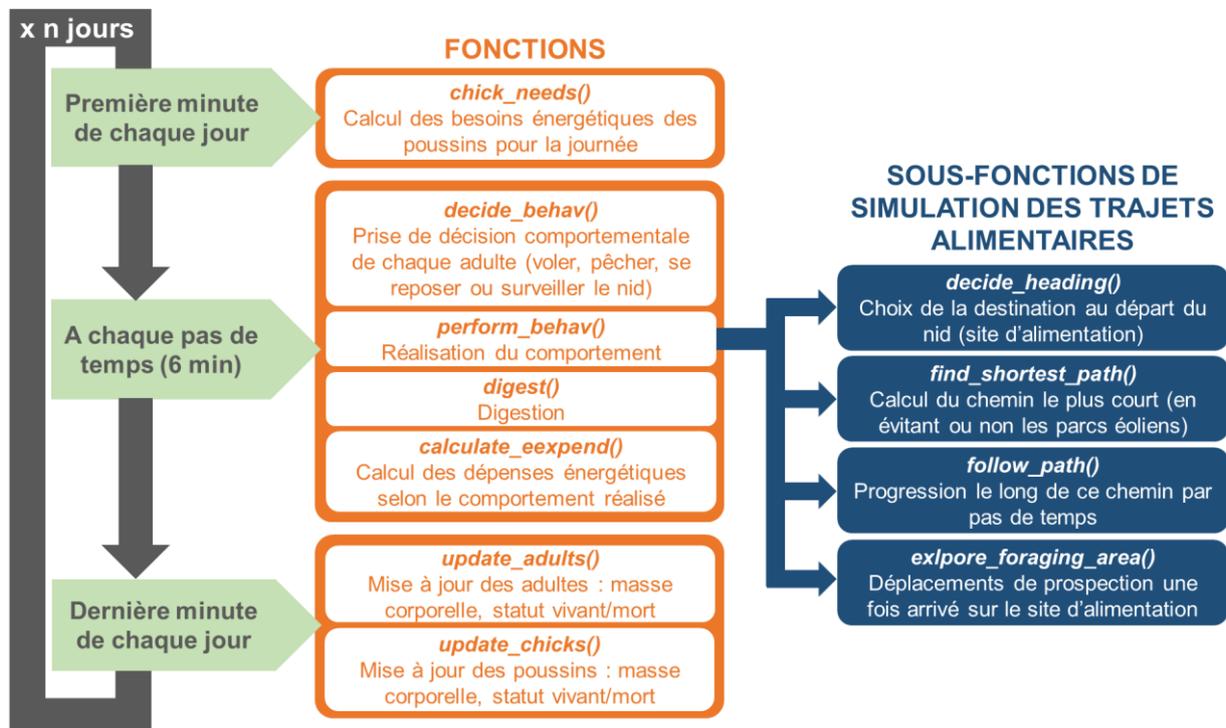


Figure 4. Représentation schématique de la structure du modèle individu-centré.

¹³ Le script détaillé du modèle sera publié en ligne GitHub.

Au premier pas de temps de chaque jour, la fonction **chick_needs** calcule les besoins énergétiques des poussins pour la journée. Ces besoins augmentent au fur et à mesure de la croissance des poussins, suivant une courbe qui dépend de l'espèce étudiée.

A chaque pas de temps, la fonction **decide_behav** détermine le comportement de chaque adulte : "nest" pour rester au nid, "flying" pour se déplacer d'une cellule, "foraging" pour tenter de capturer une proie, ou "resting" pour se reposer à la surface de l'eau. Le comportement d'un adulte au pas de temps t dépend de son comportement au pas de temps $t - 1$ et de certains de ses attributs (par exemple, son contenu stomacal, le temps qu'il a passé au nid ou au repos, etc.). Les arbres de décision sur lesquels reposent la fonction **decide_behav** sont en Annexe E¹⁴. La fonction **perform_behav** permet ensuite à chaque adulte de réaliser le comportement qui lui a été attribué.

Chez la plupart des oiseaux marins, en période d'élevage des poussins, les adultes de chaque couple se relaient au nid : ils partent en mer à tour de rôle pour chercher de quoi se nourrir et nourrir leur(s) poussin(s). En mer, ils alternent entre des phases de vol de transit, de recherche alimentaire active et de repos. Le modèle permet de simuler ces différents comportements au cours des trajets de recherche alimentaire.

Lorsqu'un adulte quitte le nid, la fonction **choose_foraging_site** détermine le site d'alimentation vers lequel il se dirige (une cellule de la grille). La variable *probForaging* (calculée à partir de données de suivi GPS ; cf. partie 3.2.1) détermine la probabilité de sélection de chaque cellule comme site d'alimentation. Si l'adulte est sensible aux effets déplacement et barrière, il ne peut pas se rendre dans les cellules correspondant aux parcs éoliens en mer. Une fois le site d'alimentation choisi, la fonction **find_shortest_path** calcule le chemin le plus court vers ce site, en contournant les parcs éoliens en mer si l'adulte est sensible aux effets déplacement et barrière. La fonction **follow_path** permet ensuite de faire avancer l'adulte le long de ce chemin, d'une cellule par pas de temps. Sur le trajet entre la colonie et le site d'alimentation, l'adulte peut s'arrêter ponctuellement s'il détecte des proies à capturer.

Une fois arrivé sur son site d'alimentation, l'adulte entre en recherche active de nourriture. S'il échoue plusieurs fois d'affilée à capturer des proies dans la cellule où il se trouve, il se déplace vers une cellule voisine (le nombre d'échecs autorisés avant de changer de cellule est fixé par l'utilisateur). La fonction **explore_foraging_area** sélectionne alors l'une des huit cellules voisines, en excluant celles correspondant aux parcs éoliens en mer si l'adulte est sensible aux effets déplacement et barrière. La variable *probUse* (calculée à partir de données de suivi GPS ; cf. partie 3.2.1) détermine probabilité de sélection de chaque cellule voisine.

L'adulte se nourrit jusqu'à ce que son estomac soit rempli au-delà d'un certain seuil de satiété, puis il effectue un long repos avant de retourner à la colonie. Le seuil de satiété ainsi que la durée du repos qui s'ensuit dépendent de l'espèce étudiée. A la fin de ce long repos, la fonction **find_shortest_path** calcule le chemin le plus court vers la colonie. Sur le trajet retour, comme sur le trajet aller, l'adulte peut s'arrêter ponctuellement s'il détecte des proies. S'il en capture et que son contenu stomacal dépasse un certain seuil (inférieur au seuil de satiété), il effectue un repos court avant de repartir en direction de la colonie.

Une fois l'adulte rentré au nid, il remplace son partenaire qui entame à son tour un trajet de recherche alimentaire. S'il n'a pas encore digéré toutes les proies qu'il a capturées au cours de son trajet, il peut nourrir son poussin, si celui-ci en a besoin (i.e., si ses besoins journaliers ne sont pas encore satisfaits). Il surveille ensuite le nid jusqu'au retour de son partenaire. Si son

¹⁴ Ces arbres de décision sont ici adaptés au comportement du fou de Bassan en période d'élevage des poussins (cas d'étude), mais pourront facilement être adaptés à d'autres espèces.

partenaire n'est pas rentré au bout d'un certain temps, il repart en mer en laissant le nid sans surveillance. La durée maximale qu'un adulte peut passer au nid avant de repartir en mer dépend de l'espèce étudiée.

Tout au long de la simulation, les adultes digèrent à chaque pas de temps une partie des proies qu'ils ont capturées précédemment. La fonction **digest** permet de simuler cette digestion progressive.

La dernière fonction appelée par le modèle à chaque pas de temps est la fonction **calculate_eexpend**, qui calcule les dépenses énergétiques de chaque adulte au cours du pas de temps. Pour les adultes au nid et ceux au repos en mer, deux taux métaboliques spécifiques sont utilisés (à adapter selon l'espèce). Pour les adultes en vol ou en recherche alimentaire, on considère que les dépenses énergétiques au cours d'un pas de temps sont similaires (Warwick-Evans et al., 2018). Ces dépenses sont calculées en utilisant le modèle de Pennycuick (2008), dont certains paramètres doivent être ajustés selon l'espèce étudiée.

Finalement, au dernier pas de temps de chaque jour, les fonctions **update_adults** et **update_chicks** mettent à jour la masse corporelle des adultes et des poussins, selon leurs gains et dépenses énergétiques de la journée, et en déduisent leur statut vivant ou mort. Le statut vivant ou mort des individus est établi en comparant leur masse corporelle à un seuil considéré comme létal pour l'espèce étudiée. Pour les poussins, ce seuil doit être mis à jour quotidiennement pour tenir compte de leur croissance.

La nuit, les adultes qui sont au nid restent au nid, et ceux qui sont en mer se reposent à la surface. La durée de la nuit dépend de l'espèce étudiée.

6.2 Procédure d'utilisation

Nous utilisons ici l'exemple de la colonie de fous de Bassan de l'île Rouzic pour illustrer la méthode d'utilisation du modèle (initialisation et analyse des résultats). La même procédure pourra être appliquée à d'autres espèces ou populations.

6.2.1 Initialisation de la grille du modèle

Dans un premier temps, il faut créer la grille dans laquelle les oiseaux vont se déplacer au cours de la simulation. Sur R, cette grille est modélisée sous forme d'un raster, représentant la zone de recherche alimentaire de la population étudiée en période de reproduction. Sa résolution doit être ajustée selon le cas d'étude (pour le cas des fous de Bassan de l'île Rouzic, nous avons créé une grille de résolution 5 km x 5 km). Pour définir sa taille et calculer les attributs de chaque cellule (Tableau IV), les données suivantes sont nécessaires :

- **Des données de suivi GPS de la population étudiée en période de reproduction**, pour déterminer son périmètre de recherche alimentaire. Ces données seront utilisées pour délimiter la grille du modèle et calculer les variables *probUse* et *probForaging* de chaque cellule (la méthode est décrite ci-dessous). Pour représenter au mieux la zone de recherche alimentaire de la population étudiée, il faut idéalement disposer de données GPS sur un grand nombre d'individus et sur plusieurs années (Lascelles et al., 2016 ; Soanes et al., 2013). Par exemple, pour les fous de Bassan de l'île Rouzic, nous avons récupéré les données de 13 campagnes de suivi par balise GPS en période de reproduction, réalisées entre 2005 et 2023.

- **Les coordonnées géographiques de la colonie** (pour la colonie de fous de Bassan de l'île Rouzic : longitude = -3.436752, latitude = 48.899868), afin d'identifier la cellule correspondante dans la grille (*cellType* = "colony").
- **Un shapfile délimitant le trait de côte** dans la zone d'étude, afin d'identifier les cellules correspondant à la terre (*cellType* = "land") et à la mer (*cellType* = "sea") dans la grille.
- **Un shapfile des parcs éoliens en mer à inclure dans le modèle** (sous forme de polygones), afin d'identifier les cellules correspondantes dans la grille (*cellType* = "owf"). Pour le cas d'étude sur les fous de Bassan de l'île Rouzic, nous avons testé trois scénarios avec un nombre croissant de parcs éoliens en mer dans l'environnement (Fig. 5) : un premier scénario incluant seulement les parcs actuellement en service ou en construction, en France (AO 1 à 3) et à l'étranger (Fig. 5A) ; un second scénario incluant également des parcs dans les zones prioritaires de développement à l'horizon 2035 et 2050 en France (Fig. 5B) ; et un troisième scénario incluant également des parcs dans les futures zones de développement à l'étranger (Fig. 5C). Les parcs ajoutés dans les zones prioritaires de développement à l'horizon 2035 et 2050 sont « fictifs » car leur périmètre réel n'est pas encore connu. Les zones d'implantation concrètes des éoliennes ne couvriront pas l'intégralité de ces zones (voir les cartes détaillées des zones de développement pour les façades [NAMO](#) et [MEMN](#)).

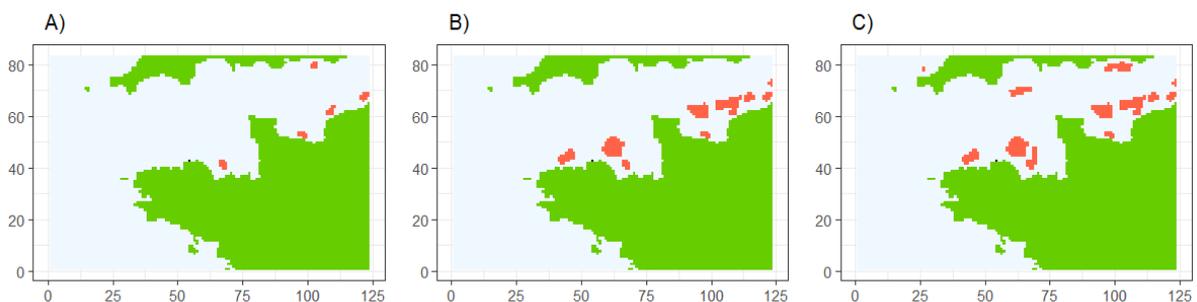


Figure 5. Rasters créés pour l'application du modèle au cas des fous de Bassan de l'île Rouzic, colorés selon la variable *cellType* ("land" en vert, "sea" en bleu, "owf" en rouge et "colony" en noir). Trois scénarios d'impact ont été testés : un premier incluant uniquement les parcs actuellement en service ou en construction en France (AO 1 à 3) et à l'étranger (A), un second incluant également des parcs dans les zones prioritaires de développement à horizon 2035 et 2050 en France (B), et un troisième incluant également des parcs dans les futures zones de développement à l'étranger (C).

Ci-dessous, nous décrivons la méthode de préparation et d'analyse des données GPS pour calculer les variables *probUse* et *probForaging* pour chaque cellule de la grille du modèle. Les données GPS sont également utilisées pour analyser les caractéristiques des trajets alimentaires de la population étudiée (durée et budget temps-activité), ce qui permettra de vérifier que les trajets simulés par le modèle sont fidèles aux trajets réels observés.

Préparation des données GPS

Les données GPS nécessaires à l'initialisation du modèle doivent dans un premier temps être rassemblées et nettoyées. Pour le cas des fous de Bassan de l'île Rouzic, nous avons pu rassembler les données de 13 campagnes de suivi par balise GPS réalisées entre 2005 et 2023 en période de reproduction. Nous avons exclu les données des années 2006 (car le suivi a été réalisé en période d'incubation et non pendant l'élevage des poussins) et 2022 (car la colonie

a été frappée par la grippe aviaire cette année-là). Finalement, notre jeu de données contenait les trajets GPS de 186 adultes reproducteurs. Une fois les données rassemblées et nettoyées, nous les avons reformatées pour obtenir un point toutes les 10 minutes. Nous avons ensuite utilisé le package R "track2KBA" (Beal et al. 2021) pour délimiter les trajets de recherche alimentaire et leur attribuer un identifiant unique, en considérant qu'il s'agissait des trajets de plus de 1 h à plus de 1 km de la colonie. Une fois les trajets délimités, nous avons calculé leur durée moyenne, ce qui permettra de vérifier que les trajets simulés par le modèle sont fidèles aux trajets réels (cf. partie 3.3.1).

Identification des zones d'alimentation

Pour identifier les zones d'alimentation des fous de Bassan de l'île Rouzic en période de reproduction, nous avons réalisé une segmentation comportementale des données GPS à l'aide d'un modèle de Markov caché (*Hidden Markov Models*, HMM), en utilisant le package R "momentuHMM" (McClintock and Michelot, 2018). Cette méthode permet de classer les points GPS selon différents états comportementaux, en analysant la distance et l'angle entre les points successifs. Pour appliquer cette méthode, il faut que l'intervalle de temps séparant les points successifs de chaque trajet soit régulier. Autrement dit, il ne faut pas qu'il y ait de trous dans les données. Avant d'appliquer les HMMs, nous avons donc réalisé une interpolation linéaire des données GPS afin de combler les points manquants. Nous n'avons pas interpolé les données lorsqu'il manquait plus de 30 minutes de données entre deux points successifs. Pour paramétrer les HMMs, nous avons suivi les recommandations de McClintock et Michelot (2018). Nous avons testé différentes valeurs pour les paramètres initiaux, en tirant aléatoirement des valeurs dans les distributions des distances et angles réels entre points successifs (10 itérations). Nous avons ensuite réajusté les HMMs avec les meilleures valeurs initiales trouvées précédemment. Nous avons également ajouté un effet de l'heure de la journée sur les probabilités de transition entre états comportementaux, et nous avons réalisé un HMM par année. Cette analyse nous a permis de distinguer trois états comportementaux dans les données GPS (Fig. 6) :

- Etat 1, correspondant à un comportement de recherche alimentaire dans une zone restreinte : vitesse modérée (~1,6 km/10 min) et forte sinuosité
- Etat 2, correspondant à un comportement de repos ou de dérive lente sur l'eau : faible vitesse (0,3 km/10 min) et sinuosité modérée
- Etat 3, correspondant à un comportement de vol de transit : vitesse élevée (~7,6 km/10 min) et faible sinuosité.

Nous avons ainsi obtenu un tableau regroupant l'ensemble des données GPS, avec les colonnes suivantes pour chaque point : identifiant unique de l'individu (*indID*), date et heure (*datetime*), coordonnées longitude (*longitude*) et latitude (*latitude*), et comportement d'après le HMM (*behaviour*). Ces données nous ont permis de calculer le budget temps-activité des trajets de recherche alimentaire (proportion du temps de trajet passé en vol, au repos ou en recherche alimentaire), ce qui permettra de vérifier que les trajets simulés par le modèle sont fidèles aux trajets réels observés.

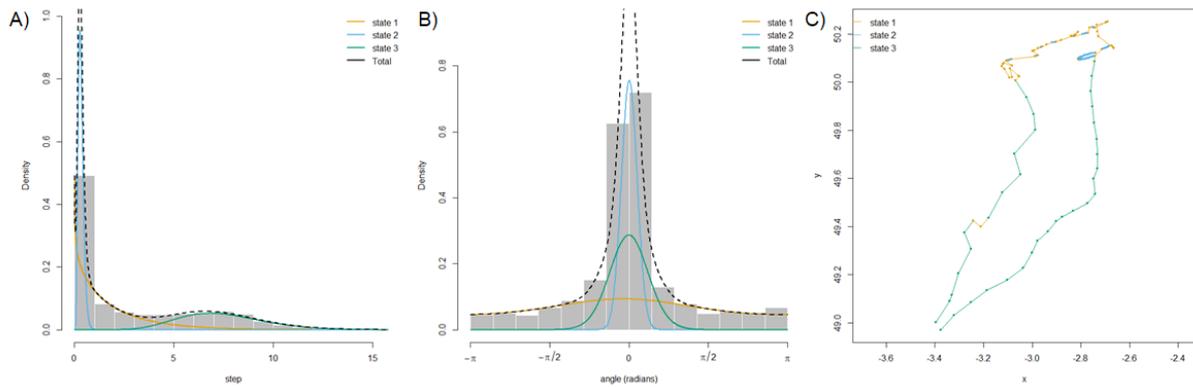


Figure 6. Courbes de distribution A) des longueurs de pas entre deux positions GPS successives et B) des angles entre trois positions GPS successives, pour les trois états identifiés par l'analyse de segmentation comportementale : état 1 en jaune, état 2 en bleu et état 3 en vert. C) Exemple d'un trajet de recherche alimentaire, coloré en fonction des résultats de la segmentation comportementale.

Estimation de la probabilité d'utilisation de chaque cellule (probUse)

Pour calculer la probabilité d'utilisation de chaque cellule de la grille du modèle (variable *probUse* ; Fig. 7), nous avons estimé à partir des données GPS la distribution d'utilisation (UD) de l'espace maritime en utilisant la méthode des ponts aléatoires biaisés (*Biased Random Bridge*, BRB ; Benhamou, 2011). Nous avons utilisé pour cela le package R "adehabitatHR" (Calenge, 2006). Nous avons tout d'abord estimé une UD par individu, puis nous les avons moyennées par année pour obtenir une UD par an pour la population. Nous avons ensuite moyenné ces UD annuelles pour obtenir une UD générale pour la population, toutes années confondues. Les BRB ont été paramétrés avec les critères suivants : un intervalle de temps minimum de 3700 s entre deux localisations GPS pour que celles-ci soient considérées comme indépendantes, une distance minimum de 50 m pour considérer qu'un individu s'est effectivement déplacé et un paramètre de lissage de 5000 m.

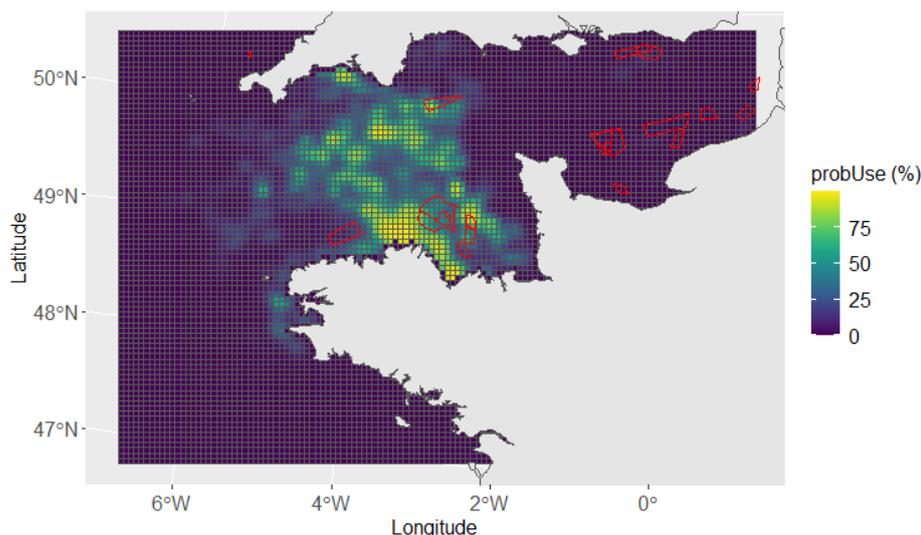


Figure 7. Probabilité d'utilisation des cellules de la grille du modèle (variable *probUse*), calculée à partir des données GPS. Les parcs éoliens en mer en service, en construction ou prévus en France et à l'étranger sont représentés en rouge.

Estimation de la probabilité d'entrer en comportement de recherche alimentaire dans chaque cellule (*probForaging*)

Pour calculer la probabilité d'entrer en comportement de recherche alimentaire dans chaque cellule de la grille du modèle (variable *probForaging* ; Fig. 8), nous avons réalisé un kernel d'utilisation de l'espace maritime en n'incluant que les points GPS associés à un comportement de recherche alimentaire. Nous avons tout d'abord réalisé un kernel par individu, puis nous les avons moyennés par année, puis toutes années confondues. Nous avons utilisé le package R "adehabitatHR" (Calenge, 2006).

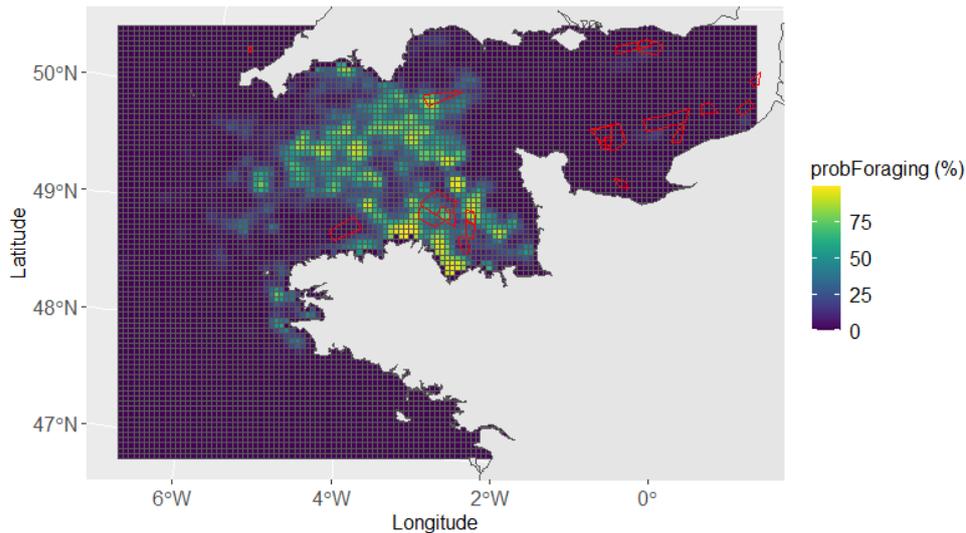


Figure 8. Probabilité d'entrer en comportement de recherche alimentaire dans les cellules de la grille du modèle (variable *probForaging*), calculée à partir des données GPS. Les parcs éoliens en mer en service, en construction ou prévus en France et à l'étranger sont représentés en rouge.

6.2.2 Initialisation des paramètres du modèle

Le Tableau V présente l'ensemble des paramètres nécessaires au fonctionnement du modèle. Les valeurs d'initialisation de ces paramètres doivent être adaptées selon l'espèce étudiée. Pour l'exemple du fou de Bassan, nous avons fixé la durée de la simulation (*numDays*) à 91 jours, soit 13 semaines, ce qui correspond à la durée moyenne de la période d'élevage des poussins chez cette espèce. Nous avons choisi un pas de temps (*timeStep*) de 6 min, afin que les adultes se déplacent à une vitesse réaliste de cellule en cellule, sachant que ces dernières mesurent 5 km x 5 km. Pour chaque itération, nous avons simulé une population de 1000 paires d'adultes (*numPairs*), avec un poussin par paire. Pour le scénario de référence et chaque scénario d'impact, nous avons réalisé 6 itérations. Pour le taux de macro-évitement (*avoidance_rate*), nous avons trouvé dans la littérature scientifique 12 estimations empiriques allant de 0,617 (Webb et al., 2016) à 1,00 (Mendel et al. 2014 ; Nelson et al., 2015) (Tableau VI). Nous avons donc testé différents scénarios d'impact avec différents taux de macro-évitement allant de 0,6 à 1,0.

Tableau V. Paramètres d'initialisation du modèle.**Paramètres de la boucle de simulation**

Nom du paramètre	Description	Méthode de détermination	Cas d'étude du fou de Bassan
numDays	Durée de la simulation (en jours)	D'après des données empiriques sur la durée de la période d'élevage des poussins chez l'espèce étudiée	91 (Nelson, 1978)
timeStep	Pas de temps (en min)	Choisi par l'utilisateur	6
daytime_length	Durée de la phase active des oiseaux au cours de la journée (en min)	Déterminée d'après les données GPS	1080 (5h et 23h)
day	Compteur de jours	Incrémentation automatique par le modèle	/
minute	Compteur des minutes écoulées depuis le début de la journée	Incrémentation automatique par le modèle	/
tot_minute	Compteur des minutes écoulées depuis le début de la simulation	Incrémentation automatique par le modèle	/
day_night	Variable binaire indiquant s'il fait jour ou nuit	Mise à jour automatique par le modèle en fonction de <i>daytime_length</i>	/
iterations	Nombre d'itérations	Choisie par l'utilisateur	6

Paramètres de la population

Nom du paramètre	Description	Méthode de détermination	Cas d'étude du fou de Bassan
numPairs	Nombre de paires d'adultes	Choisi par l'utilisateur	1000
initWeight_adults_mean	Masse initiale moyenne des adultes (en g)	D'après des données empiriques sur la population étudiée (ou sur d'autres populations de la même espèce, à défaut)	3101 (Wanless & Okill, 1994)
initWeight_adults_sd	Ecart-type de la masse initiale des adultes (en g)	D'après des données empiriques sur la population étudiée (ou sur d'autres populations de la même espèce, à défaut)	197 (Wanless & Okill, 1994)
initWeight_chicks_mean	Masse initiale moyenne des poussins (en g)	D'après des données empiriques sur la population étudiée (ou sur d'autres populations de la même espèce, à défaut)	79.3 (Montevecchi et al., 1984)
initWeight_chicks_sd	Ecart-type de la masse initiale des poussins (en g)	D'après des données empiriques sur la population étudiée (ou sur d'autres populations de la même espèce, à défaut)	11.2 (Montevecchi et al., 1984)
avoidance_rate	Taux de macro-évitement	Choisi par l'utilisateur d'après la littérature scientifique	Différentes valeurs testées (0.6, 0.7, 0.8, 0.9 et 1.0)

Paramètres des proies

Nom du paramètre	Description	Méthode de détermination	Cas d'étude du fou de Bassan
fish_mass_mean	Masse moyenne des proies (en g)	D'après la littérature scientifique	100 (dérivé de Garthe et al., 1999)
fish_mass_sd	Ecart-type de la masse des proies (en g)	D'après la littérature scientifique	10 (dérivé de Garthe et al., 1999)
fish_energy_density	Densité énergétique des proies (en kJ/g)	D'après la littérature scientifique	5,8 (Enstipp et al., 2006)

Paramètres comportementaux

Nom du paramètre	Description	Méthode de détermination	Cas d'étude du fou de Bassan
duration_nest_max	Durée maximale qu'un adulte peut passer au nid avant de repartir en mer (en min)	D'après la durée maximale des trajets suivis par balise GPS (au-delà de cette durée, il est probable que le partenaire de l'adulte se trouvant seul au nid soit mort)	3600
full_threshold	Seuil de satiété des adultes (en g)	A calibrer pour que les trajets simulés soient réalistes en termes de durée et de quantité de poisson pêchée	1000
rest_threshold	Contenu stomacal à atteindre pour marquer la fin d'un repos en mer (en g)	A calibrer pour que la durée des phases de repos soit réaliste	750
give_up_threshold	Seuil de temps passé en mer au-delà duquel un adulte rentre à la colonie s'il n'est toujours pas arrivé à satiété (en min)	A calibrer pour que les oiseaux ne restent pas bloqués trop longtemps dans des zones avec trop peu de poisson	1440
fishing_efficiency	Taux de succès de pêche (incluant le succès de détection et de capture)	D'après la littérature scientifique	0,35 (dérivé de Grémillet et al., 2006)
max_failures	Nombre d'échecs de pêche autorisés avant de changer de cellule pour les adultes arrivés dans leur zone d'alimentation	Choix arbitraire, pour que les oiseaux ne changent pas trop souvent de cellule	5
weight_limit	Seuil de masse corporelle en dessous duquel les adultes arrêtent temporairement de nourrir leur poussin (en g)	D'après des données empiriques sur la masse minimale des adultes de la population étudiée en période d'élevage des poussins	2100

Paramètres énergétiques

Nom du paramètre	Description	Méthode de détermination	Cas d'étude du fou de Bassan
time_to_digest	Durée nécessaire pour digérer un bol alimentaire complet (en min)	D'après la littérature scientifique	600 (Jackson, 1991)
assim	Taux d'assimilation de la nourriture (capacité à convertir la nourriture ingérée en nutriments utilisables)	D'après la littérature scientifique	0,76 (Cooper, 1978)

energy_tissue	Densité énergétique des tissus des adultes (en kJ/g)	D'après la littérature scientifique	13 (Montevecchi et al., 1984)
prod_efficiency	Efficacité de production (efficacité avec laquelle un poussin convertit les ressources alimentaires en gain de masse corporelle)	D'après la littérature scientifique	0,75 (Montevecchi et al., 1984)
energy_nest	Coût énergétique du temps passé au nid (en kJ/g/min)	D'après la littérature scientifique	0,000582 (Enstipp et al., 2006)
energy_rest	Coût énergétique du temps passé au repos (en kJ/g/min)	D'après la littérature scientifique	0,0007476 (Enstipp et al., 2006)
chick_food_max	Quantité maximale de nourriture qu'un poussin peut recevoir chaque jour (en g)	Recalculée chaque jour au fur et à mesure de la croissance des poussins	Formule dérivée de Montevecchi et al. (1984)
eexpend_chicks	Energie dépensée chaque jour par les poussins (en kJ)	Recalculée chaque jour au fur et à mesure de la croissance des poussins	Formule dérivée de Montevecchi et al. (1984)
energy_tissue_chicks	Densité énergétique des tissus des poussins (en kJ/g)	Recalculée chaque jour au fur et à mesure de la croissance des poussins	Formule dérivée de Montevecchi et al. (1984)
chick_lethal_weight	Seuil critique de masse corporelle en dessous duquel un poussin est considéré comme mort (en g)	Recalculée chaque jour au fur et à mesure de la croissance des poussins	40 % de la masse minimale qu'un poussin de fou de Bassan est censé atteindre chaque jour, d'après la courbe de croissance dérivée de Montevecchi et al. (1984)
lethal_weight_limit	Seuil critique de masse corporelle en dessous duquel un adulte est considéré comme mort (en g)	D'après la littérature scientifique ou à dire d'expert	1800 (Garthe et al., 2012)

Paramètres de calcul des dépenses énergétiques en vol (modèle de Pennycuik, 2008)

<i>Nom du paramètre</i>	<i>Description</i>	<i>Méthode de détermination</i>	<i>Cas d'étude du fou de Bassan</i>
wing_span	Envergure des ailes (en m)	D'après la littérature scientifique	1,91 (Warwick-Evans et al., 2018)
da	« Disc area » : aire du cercle dont les ailes forment le diamètre (en m ²)	D'après la littérature scientifique	2,87 (Warwick-Evans et al., 2018)
air_dens	Densité de l'air à la hauteur de vol moyenne	D'après la littérature scientifique	1,223 (Warwick-Evans et al., 2018)
v	Vitesse de vol moyenne (en m/s)	D'après la littérature scientifique	15,3 (Warwick-Evans et al., 2018)
k	Facteur de puissance induite	D'après la littérature scientifique	1,2 (Warwick-Evans et al., 2018)
g	Accélération due à la gravité (en m/s ²)	D'après la littérature scientifique	9,81 (Warwick-Evans et al., 2018)

cdb	« Body drag coefficient »	D'après la littérature scientifique	0,1 (Warwick-Evans et al., 2018)
bmr	Taux métabolique basal (en J/s/g)	D'après la littérature scientifique	0,0027 (Birt-Friesen et al., 1989)
cpro	Constante de puissance de profil	D'après la littérature scientifique	8,4 (Warwick-Evans et al., 2018)
aspect_ratio	« Aspect ratio » (rapport longueur de l'aile / largeur moyenne de l'aile, sans unité)	D'après la littérature scientifique	14,1 (Warwick-Evans et al., 2018)
x1	Ratio de la puissance de profil	D'après la littérature scientifique	0,6 (Warwick-Evans et al., 2018)
r	Facteur de respiration	D'après la littérature scientifique	1,1 (Warwick-Evans et al., 2018)
n	Efficacité de conversion	D'après la littérature scientifique	0,23 (Warwick-Evans et al., 2018)

Tableau VI. Valeurs empiriques du taux de macro-évitement des parcs éoliens en mer par les fous de Bassan.

Auteurs	Année	Parc éolien en mer	Pays	Taux de macro-évitement
Webb et al.	2016	Lincs	Angleterre	0,6170
Krijgsveld et al.	2011	Egmond aan Zee	Pays-Bas	0,6400
Skov et al.	2018	Thanet	Angleterre	0,7970
Vanermen et al.	2016	Bligh Bank	Belgique	0,8200
Vanermen et al.	2014	Bligh Bank	Belgique	0,8500
Skov et al.	2012	Horns Rev 2	Danemark	0,8600
Peschko et al.	2021	Plusieurs parcs	Allemagne	0,8900
Rehfisch et al.	2014	Greater Gabbard	Angleterre	0,9502
Vanermen et al.	2017	Thorntonbank	Belgique	0,9700
Vanermen et al.	2016	Thorntonbank	Belgique	0,9900
Mendel et al.	2014	Alpha Ventus	Allemagne	1,0000
Nelson et al.	2015	Robin Rigg	Royaume-Uni	1,0000

6.2.3 Validation du modèle

Pour évaluer le réalisme des trajets simulés par le modèle, nous avons comparé leur durée dans le scénario de référence à la durée des trajets réels suivis par balises GPS. Nous avons également comparé les proportions de temps passé en vol (incluant le vol de transit et le vol de recherche alimentaire) et au repos, entre les trajets simulés et réels (budget temps-activité). Il n'était pas nécessaire de distinguer le temps passé en recherche alimentaire du temps passé en vol de transit pour comparer les budgets temps-activité des trajets réels et simulés, car dans le modèle, les dépenses énergétiques en vol de transit et en recherche alimentaire sont calculées de la même façon.

Pour vérifier que la balance énergétique des oiseaux était réaliste dans le modèle, nous avons analysé l'apport alimentaire journalier (en grammes de poisson) et les dépenses énergétiques journalières (en kJ/jour) des adultes dans le scénario de référence. Nous les avons comparés à des données réelles collectées sur la colonie de fous de Bassan de l'île Rouzic (Grémillet et al., 2006).

Nous avons également vérifié qu'il n'y avait pas de mortalité adulte dans le scénario de référence, pour nous assurer que la mortalité estimée dans les scénarios incluant des parcs éoliens en mer ne pouvait être attribuée qu'aux effets déplacement et barrière.

6.2.4 Analyse des résultats

Pour évaluer l'impact des effets déplacement et barrière sur la colonie de fous de Bassan de l'île Rouzic, nous avons calculé pour chaque scénario la moyenne et l'écart type de la masse finale et du taux de survie des adultes et des poussins. Au total, huit scénarios d'impact ont été testés et comparés au scénario de référence sans parc éolien en mer :

- cinq scénarios pour tester l'effet du taux de macro-évitement (60%, 70%, 80%, 90% ou 100%), incluant à chaque fois l'ensemble des parcs existants et prévus en France et à l'étranger (Fig. 5C) ;
- trois scénarios (décrits dans la partie 3.2.1) pour tester l'effet de l'ajout de parcs éoliens en mer dans l'environnement, avec un taux de macro-évitement fixé à 90%.

6.2.5 Analyses de sensibilité

Pour évaluer la robustesse du MIC et identifier les paramètres ayant le plus d'influence sur la masse finale des individus et leur taux de survie, nous avons conduit des analyses de sensibilité. Pour ce faire, nous avons fait tourner le modèle en modifiant de +10% puis de -10% les paramètres initiaux, un par un. Pour chaque modification de paramètre testée, nous avons réalisé six itérations, puis comparé les résultats obtenus (masse finale et taux de survie des adultes et des poussins) à ceux obtenus dans le scénario de référence.

6.3 Résultats pour le cas du fou de Bassan

6.3.1 Validation du modèle

La durée moyenne des trajets simulés par le modèle dans le scénario de référence est de 16,7 h ($SD^{15} = 6,0$ h). Elle est similaire à la durée moyenne des trajets observés, qui est de 16,4 h ($SD = 13$ h) (Fig. 9A). De même, la proportion de temps passé en vol et au repos est comparable entre les trajets simulés et observés (Fig. 9B). Par ailleurs, la quantité moyenne de poisson consommée chaque jour par les adultes dans le scénario de référence ($M = 1307$ g, $SD = 503$ g) est très proche des 1380 g estimés par Grémillet et al. (2006). Enfin, les dépenses énergétiques journalières des adultes dans le scénario de référence sont en moyenne de 5143 kJ ($SD = 1159$ kJ), ce qui est réaliste comparé aux besoins énergétiques journaliers réels des fous de Bassan de l'île Rouzic, estimés à 5210 kJ/jour par Grémillet et al. (2006).

¹⁵ Standard Deviation (écart-type)

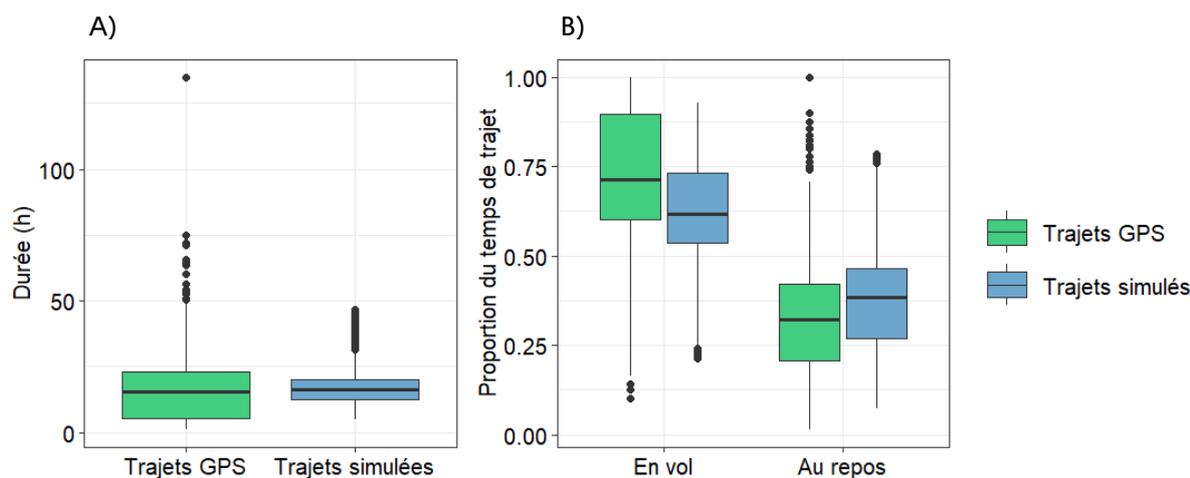


Figure 9. Comparaison A) de la durée des trajets réels et simulés et B) de la proportion du temps passé en vol et au repos entre les trajets réels et simulés.

6.3.2 Effet du taux de macro-évitement des parcs éoliens en mer

En augmentant le taux de macro-évitement des parcs éoliens en mer à l'échelle de la population, on observe une diminution de la masse moyenne des adultes (Fig. 10a) et des poussins (Fig. 10b) à l'issue de la saison d'élevage des poussins, ainsi qu'une augmentation de leur taux de mortalité (Fig. 10c). Ces impacts sont corrélés à une augmentation de la durée moyenne des trajets de recherche alimentaire (Fig. 10d), une augmentation du temps passé en vol par rapport au temps passé au repos au cours des trajets (Fig. 10e), une augmentation des dépenses énergétiques par trajet (Fig. 10f), une diminution des gains énergétiques journaliers des adultes (Fig. 10g), une diminution de l'efficacité énergétique journalière des adultes (rapports des gains par rapport aux dépenses) (Fig. 10h), et une diminution de la satisfaction des besoins alimentaires journaliers des poussins (Fig. 10i).

6.3.3 Effet de l'ajout de parcs éoliens en mer

En augmentant le nombre de parcs éoliens en mer dans la zone de recherche alimentaire des fous de Bassan de l'île Rouzic, avec un taux de macro-évitement fixé à 90%, on observe des résultats similaires (Fig. 11) : une diminution de la masse moyenne des adultes (Fig. 11a) et des poussins (Fig. 11b) à l'issue de la saison d'élevage des poussins, ainsi qu'une augmentation de leur taux de mortalité (Fig. 11c). Ces impacts sont corrélés à une augmentation de la durée moyenne des trajets de recherche alimentaire (Fig. 11d), une augmentation du temps passé en vol par rapport au temps passé au repos au cours des trajets (Fig. 11e), une augmentation des dépenses énergétiques par trajet (Fig. 11f), une diminution des gains énergétiques journaliers des adultes (Fig. 11g), une diminution de l'efficacité énergétique journalière des adultes (rapports des gains par rapport aux dépenses) (Fig. 11h), et une diminution de la satisfaction des besoins alimentaires journaliers des poussins (Fig. 11i). On observe cependant peu de différence entre le scénario de référence, sans parc éolien en mer, et le scénario incluant uniquement les parcs éoliens en mer déjà en service ou en construction.

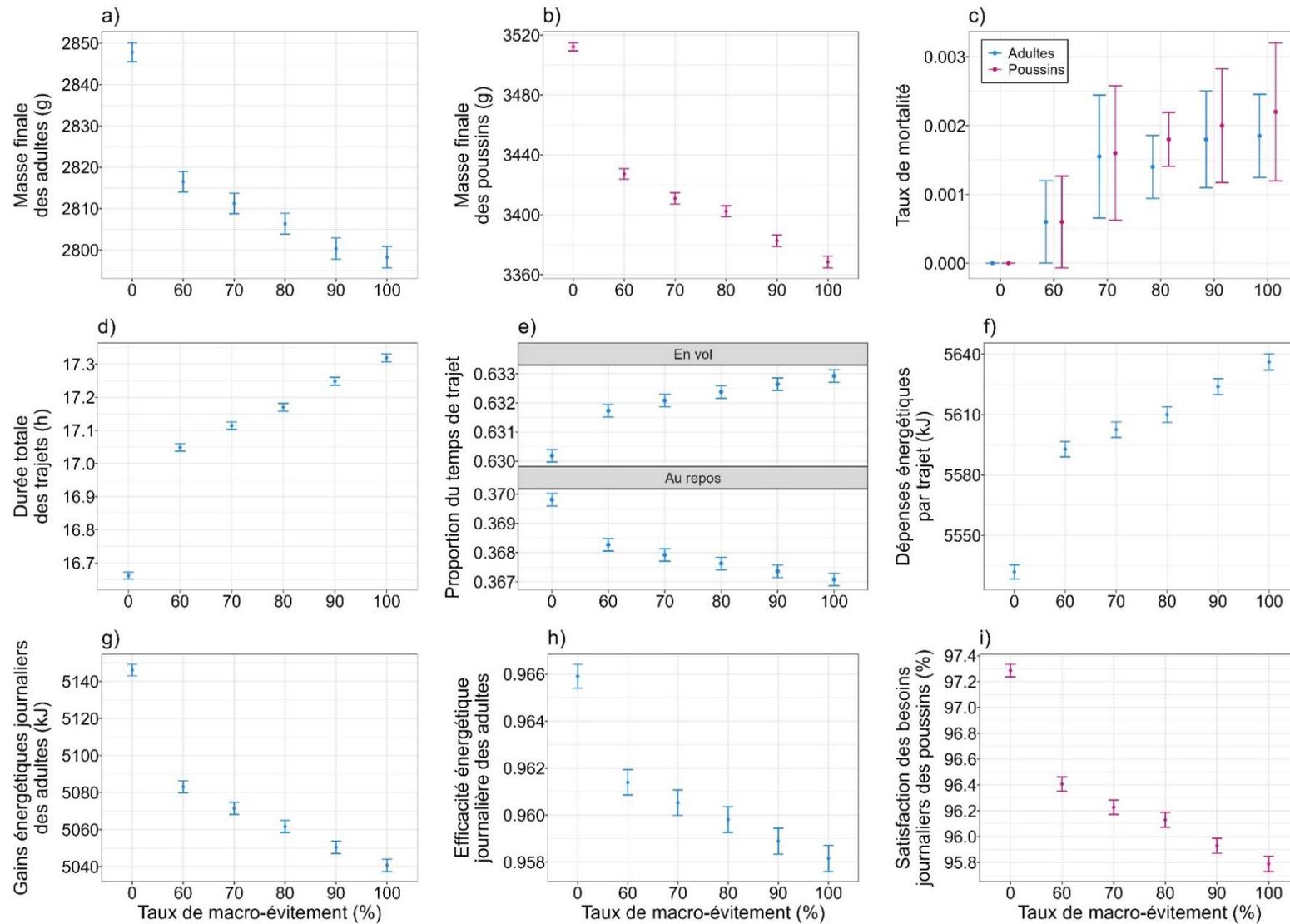


Figure 10. Effet du taux de macro-évitement des parcs éoliens en mer sur a) la masse finale des adultes (en g), b) la masse finale des poussins (en g), c) le taux de mortalité des adultes (bleu) et des poussins (rose), d) la durée des trajets de recherche alimentaire (en h), e) la proportion de temps passé en vol et au repos au cours des trajets de recherche alimentaire, f) les dépenses énergétiques par trajet (en kJ), g) les gains énergétiques journaliers des adultes (en kJ), h) l'efficacité

énergétique journalière des adultes (gains/dépenses) et i) la satisfaction des besoins alimentaires journaliers des poussins (% de *chick_food_max*). Les points représentent les valeurs moyennes et les bars représentent les intervalles de confiance à 95% autour de ces moyennes.

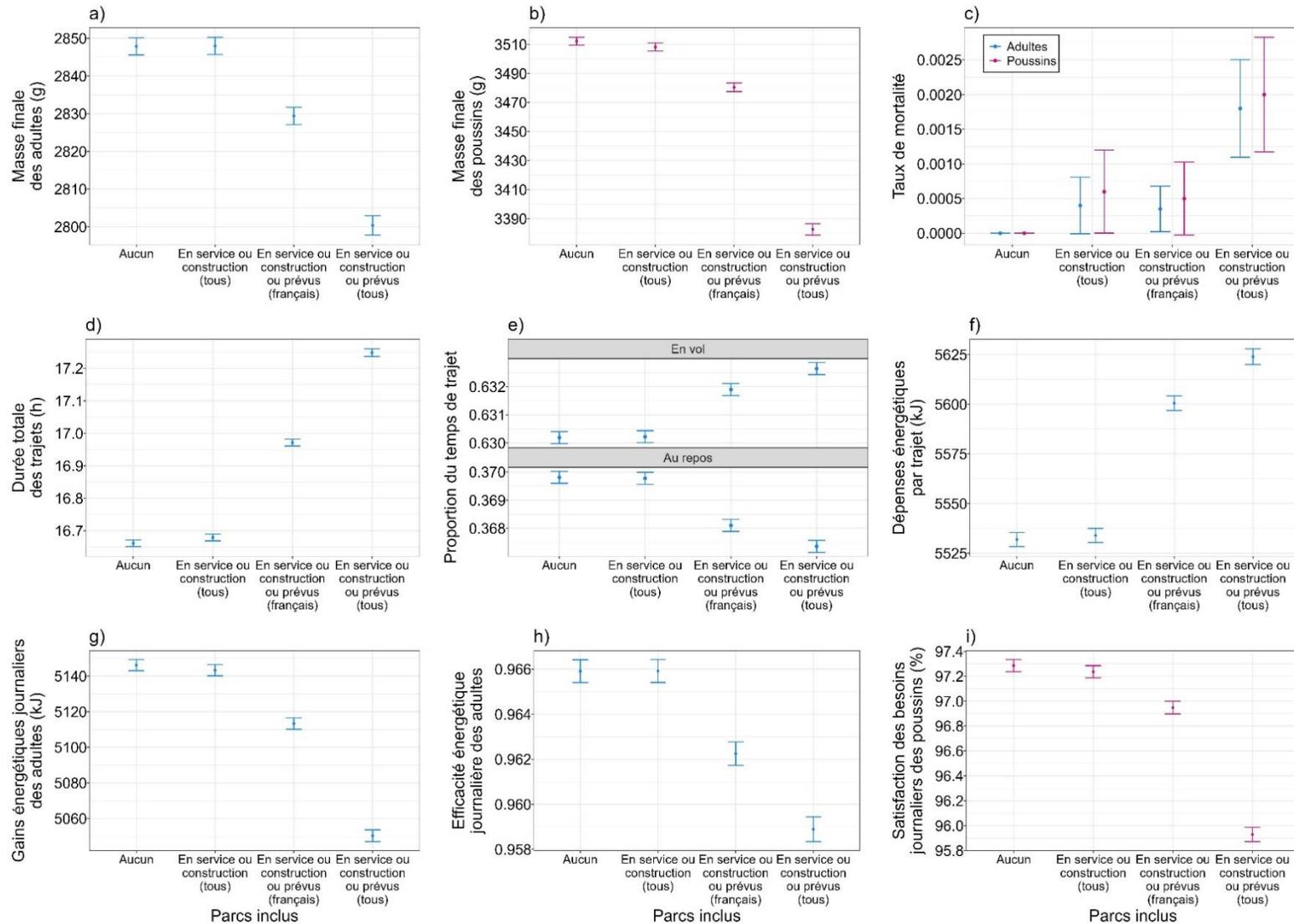


Figure 11. Effet de l'ajout de parcs éoliens en mer sur a) la masse finale des adultes (en g), b) la masse finale des poussins (en g), c) le taux de mortalité des adultes (bleu) et des poussins (rose), d) la durée des trajets de recherche alimentaire (en h), e) la proportion de temps passé en vol et au repos au cours des trajets de recherche alimentaire, f) les dépenses énergétiques par trajet (en kJ), g) les gains énergétiques journaliers des adultes (en kJ), h) l'efficacité énergétique journalière

des adultes (gains/dépenses) et i) la satisfaction des besoins alimentaires journaliers des poussins (% de *chick_food_max*). Les points représentent les valeurs moyennes et les bars représentent les intervalles de confiance à 95% autour de ces moyennes.

6.3.4 Analyses de sensibilité

Le modèle semble assez robuste aux variations des paramètres initiaux (Fig. 12). On n'observe aucune variation de plus de 10% de la masse finale des adultes lorsqu'on fait varier de $\pm 10\%$ les paramètres initiaux du modèle. Toutefois, la masse des adultes est relativement sensible à la densité énergétique des proies (*fish_energy_density*) et au taux d'assimilation (*assim*). La masse finale des poussins, quant à elle, est sensible à la quantité maximale de nourriture que les poussins peuvent recevoir chaque jour (*chick_food_max*) et à leurs dépenses énergétiques journalières (*eexpend_chicks*), ainsi que, dans une moindre mesure, à la densité énergétique de leurs tissus (*energy_tissue_chicks*) et à leur efficacité de production (*prod_efficiency*).

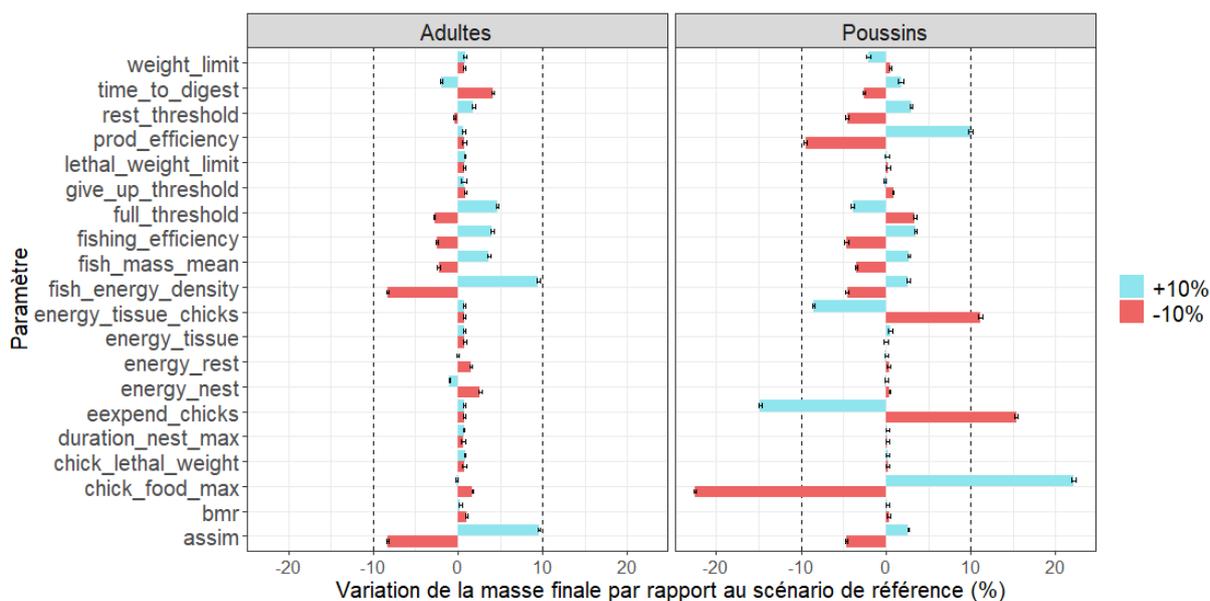


Figure 12. Résultats des analyses de sensibilité sur 20 paramètres du modèle. Chaque paramètre a été augmenté puis diminué de 10% et l'effet sur la masse finale des adultes (gauche) et des poussins (droite) a été calculé (pourcentage de variation par rapport au scénario de référence).

6.4 Discussion

Le projet BIRDMOVE visait à étudier l'impact cumulé des effets déplacement et barrière des parcs éoliens en mer sur les populations d'oiseaux marins. Comme il n'existait pas encore de méthode d'évaluation directement applicable, nous avons développé un modèle en nous basant sur la littérature existante. Le modèle que nous proposons est un MIC, permettant de simuler de façon réaliste les trajets de recherche alimentaire des oiseaux marins d'une population donnée, en période d'élevage des poussins, pour prédire l'impact des effets déplacement et barrière des parcs éoliens en mer sur les paramètres démographiques de la population (survie et succès reproducteur). Différents scénarios ont été testés, en faisant varier le taux de macro-évitement des parcs éoliens en mer à l'échelle de la population et le nombre de parcs éoliens en mer dans l'environnement.

Pour les fous de Bassan de l'île Rouzic, le modèle confirme l'hypothèse selon laquelle la perte d'habitat liée aux parcs éoliens en mer pourrait induire un coût énergétique ayant pour conséquence une perte de masse et une hausse de la mortalité chez les adultes et les poussins. Plus on augmente le taux de macro-évitement à l'échelle de la population ou le nombre de parcs éoliens en mer dans l'environnement, plus la durée moyenne des trajets simulés augmente, et plus la proportion de temps passé en vol au cours de ces trajets augmente par rapport à la proportion de temps passé au repos. Ces résultats suggèrent que les adultes

sensibles aux effets déplacement et barrière (i.e., ceux qui évitent les parcs éoliens en mer) doivent passer plus de temps en mer pour trouver de quoi se nourrir et nourrir leur poussin. Malgré ces efforts supplémentaires, ils ne parviennent pas à maintenir leurs apports journaliers, leur efficacité énergétique diminue (trop de dépenses par rapport aux gains) et ils perdent du poids. Ces résultats sont cohérents avec les travaux de Enstipp et al. (2006), qui ont montré que les fous de Bassan étaient fortement contraints en termes d'énergie et avaient une capacité limitée à augmenter leur effort de recherche alimentaire pour compenser une baisse de la disponibilité des ressources alimentaires. Ce phénomène a également été observé chez le fou de Cap (*Morus capensis*) (Grémillet et al., 2016). Puisqu'ils passent plus de temps en mer, les adultes de chaque couple se relaient moins fréquemment au nid. Ils nourrissent donc moins souvent leur poussin, qui à son tour perd du poids.

De manière notoire, la perte de masse se répercute directement sur la survie des adultes et des poussins. Le modèle prédit un taux de mortalité pouvant aller jusqu'à 0,25 % pour les adultes (dans le scénario avec le plus de parcs et un taux de macro-évitement de 90 % ou 100 %) et 0,32 % pour les poussins (dans le scénario avec le plus de parcs et un taux de macro-évitement de 100 %). Ces résultats sont cohérents avec ceux de Warwick-Evans et al. (2018), qui avaient trouvé pour les fous de Bassan d'Aurigny une augmentation de la mortalité adulte avec l'augmentation de la taille des parcs éoliens en mer. A l'échelle de la population de fous de Bassan de l'île Rouzic (~ 12 000 couples), cela représenterait une perte d'environ 60 adultes et 38 poussins par saison de reproduction, directement attribuable aux effets déplacement et barrière. Ces mortalités additionnelles pourraient avoir un impact significatif sur la trajectoire démographique de la population à long terme (Courbin et al., 2024), d'autant plus qu'elles s'ajoutent aux mortalités par collision et aux mortalités liées à d'autres sources de pression (captures accidentelles par les engins de pêche, surpêche de la ressource alimentaire des oiseaux) (Dias et al., 2019).

Contrairement à nos prédictions, nos résultats indiquent que les taux de mortalité des poussins ne sont pas significativement supérieurs à ceux des adultes. Les oiseaux marins étant des espèces longévives à faible taux de fécondité (un seul jeune produit par couple et par an chez le fou de Bassan), les adultes reproducteurs privilégient normalement leur propre survie à celle de leur poussin, en cas de difficulté à trouver de la nourriture. Dans le modèle, ce phénomène est pris en compte grâce au paramètre *weight_limit* qui fixe le seuil de poids en dessous duquel les adultes arrêtent temporairement de nourrir leur poussin, le temps de reprendre du poids. Ici, nous avons fixé ce seuil à 2100 g, mais il est possible que cette valeur soit trop basse, expliquant pourquoi les taux de mortalité sont similaires entre les adultes et les poussins. Toutefois, les analyses de sensibilité montrent que ce paramètre a peu d'influence sur la masse finale des poussins et des adultes, et donc sur le taux de mortalité qui en découle. De plus, il est peu probable que le taux de mortalité des adultes soit surestimé, car nous avons choisi une valeur très faible pour le seuil létal de poids des adultes (*lethal_weight_limit* = 1800 g). Au contraire, il est possible que cette valeur soit trop conservatrice et induise une sous-estimation de la mortalité adulte. Quant à la mortalité des poussins, il est possible qu'elle soit sous-estimée. Pour établir le statut vivant ou mort des poussins, nous avons comparé leur poids à la fin de chaque jour au poids qu'ils devraient avoir atteint si leurs besoins énergétiques avaient été satisfaits tous les jours depuis leur naissance. Nous avons considéré que les poussins pesant moins de 40% de ce poids à la fin de chaque jour étaient morts, mais il est possible que ce seuil soit trop conservateur.

La principale limite des MIC est qu'ils requièrent de bonnes connaissances sur le comportement et la biologie de l'espèce étudiée ainsi que de nombreuses données d'entrées (Railsback and Grimm, 2019). Pour le fou de Bassan, nous avons pu rassembler toutes les données nécessaires, mais beaucoup des références utilisées datent de plusieurs décennies.

Pour certains paramètres comme la masse initiale des individus et les paramètres relatifs aux proies pêchées, il serait en outre préférable d'utiliser des données spécifiques à la colonie étudiée. Enfin, certains paramètres ont été fixés à dire d'experts ou par itération, en testant différentes valeurs pour calibrer le modèle de sorte que les trajets simulés et la balance énergétique des oiseaux soient réalistes : *full_threshold*, *rest_threshold*, *give_up_threshold*, *fishing_efficiency*, *weight_limit*, *chick_lethal_weight*. Il faudrait à l'avenir collecter des données permettant d'estimer ces paramètres de façon plus précise, pour améliorer la fiabilité du modèle.

Les résultats du modèle sont soumis à l'incertitude liée à certains paramètres d'initialisation. Grâce aux analyses de sensibilité, nous avons identifié les paramètres ayant le plus d'influence sur les résultats du modèle (i.e. ceux dont une faible modification de la valeur entraîne une modification importante de la masse finale des individus modélisés). Pour les adultes, il s'agit de la densité énergétique des proies (*fish_energy_density*) et du taux d'assimilation (*assim*), qui jouent fortement sur leur masse finale. Ceci est cohérent d'un point de vue biologique, car ces deux paramètres déterminent fortement la quantité d'énergie acquise et assimilée par les oiseaux via l'alimentation (Enstipp et al., 2006). Pour le taux d'assimilation, nous n'avons trouvé aucune valeur spécifique au fou de Bassan dans la littérature scientifique. Comme Enstipp et al. (2006) et Warwick-Evans et al. (2018), nous avons donc utilisé la valeur mesurée par Cooper (1978) sur des fous du Cap (*Sula capensis*) juvéniles en captivité. Etant donnée la sensibilité de ce paramètre dans le modèle, il pourrait être utile de collecter des données empiriques plus récentes et propres au fou de Bassan pour ce paramètre. Pour la densité énergétique des proies, nous avons utilisé la valeur de 5,8 kJ/g mesurée par Enstipp et al. (2006), qui ont analysé le régime alimentaire d'une colonie de fous de Bassan en mer du Nord. Il s'agit d'un bon proxy pour notre cas d'étude, mais il est possible que le régime alimentaire de la colonie de fous de Bassan de l'île Rouzic diffère de celui de la colonie étudiée par Enstipp et al. (2006). Idéalement, il faudrait disposer pour chaque colonie de connaissances plus précises sur le type de proies consommées, et la proportion de chaque type de proies dans le régime alimentaire des oiseaux de la colonie. Pour les fous de Bassan de l'île Rouzic, cela pourrait être estimé à partir d'analyses isotopiques (Le Bot et al., 2019). De plus, le régime alimentaire des oiseaux pourrait évoluer sous l'effet de la surpêche et des changements climatiques notamment. Les fous de Bassan présents dans la Manche se nourrissent de plus en plus de rejets de pêche, dont la qualité nutritionnelle est moindre, ce qui a des répercussions sur leur condition corporelle et leur succès de reproduction (Le Bot et al., 2019).

Concernant les poussins, les analyses de sensibilité montrent que quatre paramètres ont une influence particulière sur leur masse finale : leur efficacité de production (*prod_efficiency* ; efficacité de conversion des apports alimentaires en masse corporelle), la densité énergétique de leurs tissus (*energy_tissue_chick*), la quantité d'énergie qu'ils dépensent chaque jour (*eexpend_chicks*) et la quantité de nourriture maximale qu'ils peuvent recevoir par jour (*chick_food_max*). Pour le fou de Bassan, l'étude de Montevecchi et al. (1984) sur l'énergétique de la croissance des poussins reste la référence la plus complète pour estimer ces paramètres. Pour recalculer chaque jour les variables *energy_tissue_chick*, *eexpend_chicks* et *chick_food_max*, nous avons utilisé comme Warwick-Evans et al. (2018) des formules dérivées des données de Montevecchi et al. (1984). Les résultats obtenus à partir de ces formules sont satisfaisants, avec des poussins pesant ~3,5 kg en fin de saison de reproduction, soit plus que les adultes (~2,8 kg), ce qui correspond aux observations de terrain sur le fou de Bassan (Montevecchi et al., 1984 ; Nelson, 1978).

Au-delà de l'incertitude liée à certains paramètres, l'une des limites de ce modèle est qu'il n'inclut pas la compétition intraspécifique pour l'accès à la ressource alimentaire (diminution du stock de poissons au fur et à mesure que les oiseaux pêchent). Or, cette compétition

pourrait devenir plus importante pour les oiseaux déplacés par les parcs éoliens en mer, qui devraient se partager un nombre plus limité de zones d'alimentation (Bolton et al., 2019 ; Corman et al., 2016). En l'absence de données précises sur la distribution et l'abondance des proies, cet effet n'a pas été pris en compte. Il est donc possible que le modèle sous-estime l'impact des effets déplacements et barrière sur la capacité des fous de Bassan à s'alimenter, et donc sur leur condition physique, leur survie et leur succès reproducteur. Pour identifier les zones d'alimentation de la colonie dans le modèle, nous avons utilisé les données de suivi GPS en considérant que la densité de proies est plus élevée là où la densité d'oiseaux est plus élevée (Warwick-Evans et al., 2015). Toutefois, nous ne connaissons pas le type de proies présentes dans ces zones, ni leur abondance. De plus, le modèle considère que la ressource alimentaire est stable dans le temps, alors qu'elle pourrait évoluer sous l'effet des changements climatiques notamment (Brander, 2007 ; Doney et al. 2012 ; Townhil et al., 2023). La distribution et l'abondance des proies pourraient également être influencées par les parcs éoliens en mer, qui pourraient avoir un effet refuge (exclusion des activités de pêche dans l'enceinte des parcs) ou récif artificiel (création de substrats attirant de nombreuses espèces benthiques et pélagiques) (Degraer et al., 2020). A ce stade, nous n'avons pas assez de recul par rapport aux parcs éoliens en mer existants pour estimer précisément ces effets et les inclure dans le modèle.

Pour finir, le modèle semble manquer de stochasticité (variabilité interindividuelle). En effet, les résultats (masse finale des individus, durée des trajets, quantité journalière de poisson pêché ou encore efficacité énergétique journalière) sont très homogènes au sein de chaque scénario. Pour améliorer le réalisme biologique de nos simulations et s'approcher davantage de la variabilité interindividuelle qui existe en population réelle, il serait intéressant d'ajouter de la stochasticité sur certains paramètres initiaux, tels que la masse et la densité énergétique des proies ou le succès de pêche.

Les résultats présentés ici sont propres au fou de Bassan en période d'élevage des poussins. Ils pourraient être différents pour d'autres espèces et à d'autres périodes du cycle de vie des oiseaux. En effet, les fous de Bassan de l'île Rouzic ont un périmètre de recherche alimentaire particulièrement vaste en période de reproduction (Le Bot et al., 2019). Pour cette population, la perte d'habitat liée aux parcs éoliens en mer est donc relativement faible, du moins si l'on considère uniquement les parcs déjà construits, et ceux prévus en France dans les prochaines années par les AO 1 à 3. Pour des populations ou des espèces ayant des périmètres de recherche alimentaire plus petits, qui dépendent donc d'un nombre plus restreint de sites d'alimentation en période de reproduction (par exemple : macareux moine, guillemots de troïl et pingouins torda), la perte d'habitat liée aux parcs éoliens en mer pourrait beaucoup être plus impactante. Les impacts des effets déplacement et barrière pourraient également être très différents à d'autres périodes de l'année (en migration ou dans les zones d'hivernage), quand la distribution en mer des populations et donc leur exposition aux parcs éoliens en mer n'est pas la même (Secor et al., 2024). Le coût énergétique des effets déplacement et barrière pourrait également être plus important pour des espèces pour lesquelles le vol est plus coûteux énergétiquement (e.g., les Alcidés).

7 Perspectives et recommandations

Le MIC que nous proposons à l'issue du projet BIRDMOVE offre des perspectives prometteuses pour l'amélioration de la prise en compte des effets déplacement et barrière dans la planification de l'éolien en mer. Son application au cas du fou de Bassan montre qu'il s'agit d'un outil efficace et robuste pour quantifier les impacts probables des effets déplacement et barrière à l'échelle d'une population d'oiseaux marins, selon différents scénarios. Son utilisation dans le cadre des études d'impact environnemental des projets éoliens en mer pourrait donc être envisagée. Nous proposons toutefois certaines améliorations méthodologiques possibles. La plupart de ces axes seront développés par le projet BIRDYNAMIC 2, qui vise à intégrer et approfondir les modèles développés dans le cadre des projets BIRD du GT ECUME, pour offrir une base méthodologique plus solide pour la planification de l'éolien en mer et la réalisation des études d'impact.

- **Élargissement à d'autres espèces.** D'un point de vue méthodologique, cela ne devrait pas présenter de difficulté particulière. Des recherches bibliographiques approfondies doivent être conduites pour rassembler l'ensemble des données nécessaires au paramétrage du modèle pour d'autres espèces. Certaines règles de décision du modèle devront également être adaptées pour ajuster son fonctionnement au comportement de chaque espèce. L'élargissement du modèle à d'autres espèces pourrait toutefois être limité par le manque de données de suivi GPS pour certaines espèces. Pour ces espèces, il pourrait être envisageable d'utiliser une méthode différente pour décrire l'utilisation de l'espace maritime autour de la colonie (calcul des variables *probUse* et *probForaging* des cellules du modèle). Comme l'ont fait Searle et al. (2018), nous pourrions définir pour ces espèces un périmètre de recherche alimentaire autour de la colonie, avec une probabilité d'utilisation de l'espace au sein de ce périmètre qui pourrait être homogène ou décroissante selon la distance à la colonie. Le périmètre de recherche alimentaire autour de la colonie est propre à chaque espèce. Des valeurs génériques pour un certain nombre d'espèces ont été rassemblées par Thaxter et al. (2012) et Woodward et al. (2024).
- **Intégration du risque de collision.** Il serait possible d'ajouter au modèle un module supplémentaire, calculant le risque de collision à chaque fois qu'un oiseau rentre dans un parc éolien en mer (Warwick-Evans et al., 2018). Pour ce faire, il faudrait connaître le taux de méso- ou micro-évitement des espèces. Le projet BIRD RISK a fait un état des lieux des connaissances et données nécessaires pour faire fonctionner ces modèles, qu'il serait possible de réutiliser. De cette façon, nous pourrions disposer d'un modèle unique pour évaluer l'impact cumulé du risque de collision et des effets déplacement et barrière à l'échelle des populations.
- **Intégration de plusieurs colonies,** pouvant interagir entre elles pour l'accès à la ressource (compétition). Il serait également possible d'intégrer les phénomènes de dispersion entre colonies, pour affiner les modèles de dynamique des populations dans le contexte éolien en mer.
- **Développer un modèle pluriannuel** pour étudier les effets de report (Harrison et al., 2010) d'une année sur l'autre et affiner les prévisions démographiques. Un individu en mauvais état de santé à la fin de la saison de reproduction pourrait avoir plus de mal à

traverser les périodes de migration et d'hivernage qui suivent, et avoir un succès de reproduction plus faible l'année suivante. Les adultes pourraient être capables de compenser une mauvaise saison s'ils parviennent à se nourrir suffisamment au cours de la saison suivante, mais il est possible que cela soit plus difficile pour les jeunes, dont les chances de survie sont plus faibles (Grecian et al., 2018 ; Lane et al., 2021).

- **Intégrer d'autres sources de pression** affectant les oiseaux marins telles que les captures accidentelles par les engins de pêche ou encore la prédation à la colonie, qui peuvent influencer la démographie des espèces.
- **Prendre en compte la non stabilité des ressources alimentaires.** Comme développé en discussion, les ressources alimentaires sont dynamiques : leur distribution varie au cours de la saison de reproduction mais aussi des années (Le Bot et al., 2019 ; Brander et al., 2007). Prendre en compte ces variables permettrait d'avoir une meilleure estimation des conséquences des effets déplacement et barrière.
- **Concevoir des modèles similaires pour les périodes de migration et d'hivernage** afin d'avoir une meilleure compréhension de l'impact des parcs éoliens en mer sur l'ensemble du cycle de vie des oiseaux marins. Pour cela, le manque de données reste un obstacle majeur. Il serait toutefois possible de s'inspirer des modèles conçus par les équipes de recherche norvégiennes et néerlandaises (Layton-Matthews et al., 2023 ; van Kooten et al., 2019).

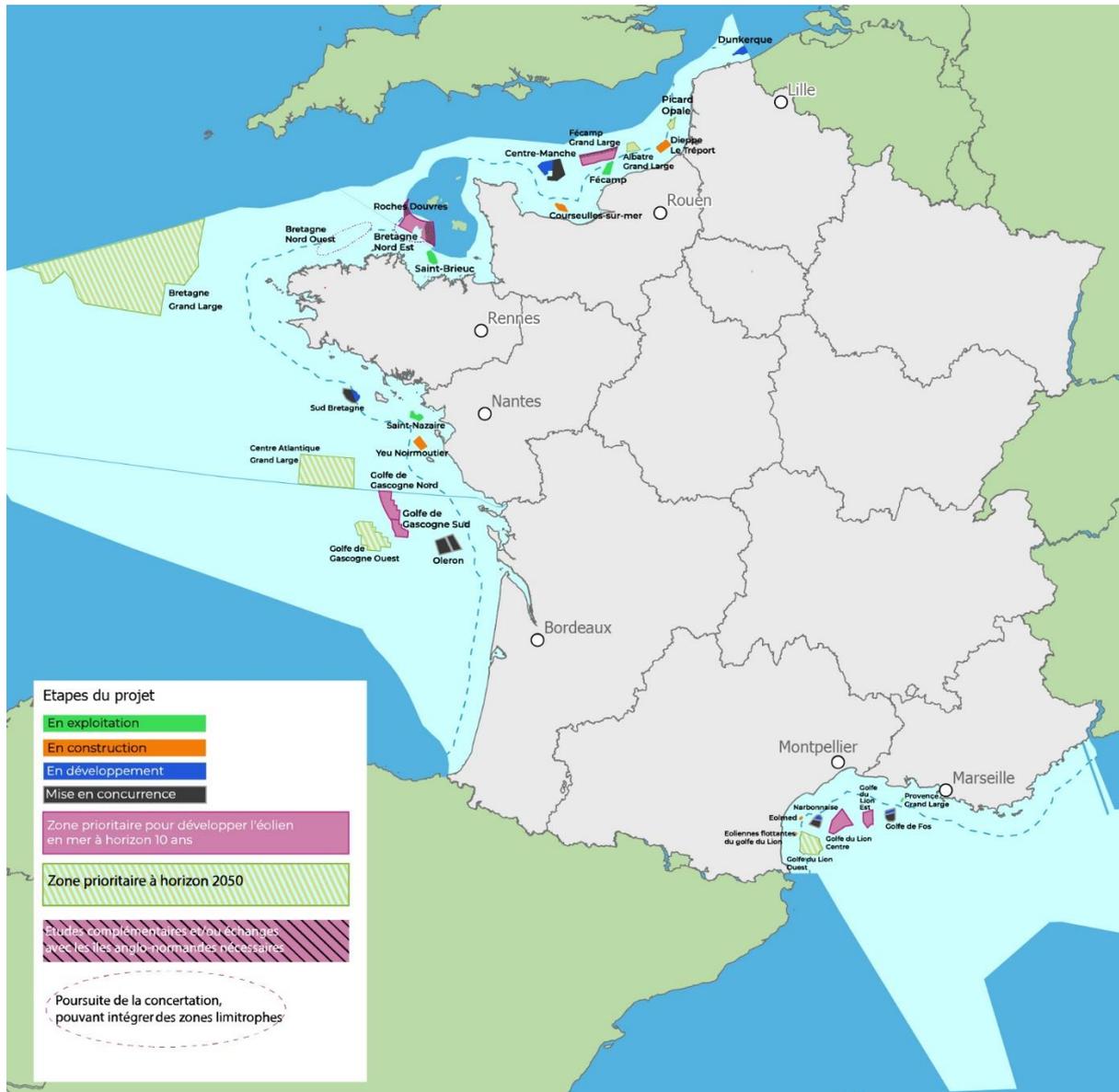
Une limite technique à prendre en compte pour ces développements futurs concerne le temps de calcul du modèle. En l'état, il faut compter 3 à 4h pour faire tourner une itération (i.e., une saison), sur 1000 couples d'adultes (avec chacun leur poussin) pendant 91 jours. Ce temps de calcul est raisonnable mais pourrait augmenter avec l'ajout de modules supplémentaires au modèle. Un travail d'optimisation du modèle devra donc être mené (ceci est prévu dans le cadre de BIRDYNAMIC 2). L'utilisation de clusters de calcul pourrait également être recommandée.

Finalement, pour permettre l'ensemble de ces développements méthodologiques, un certain nombre de données manquantes doivent être collectées :

- Des données de suivis par balise GPS, en période de reproduction pour les espèces pour lesquelles elles sont manquantes, ainsi qu'en période de migration et d'hivernage. Les programmes Migratlane et Migralion contribueront à combler une partie de ces lacunes.
- Des données plus précises sur les comportements des espèces d'oiseaux marins aux abords des éoliennes aux différentes périodes de l'année (taux d'évitement).
- Des données sur la distribution actuelle et à venir des ressources halieutiques, pour mieux prédire les zones d'alimentation des oiseaux marins et leur évolution en réponse au développement de l'éolien en mer, mais également sous l'effet d'autres facteurs comme le changement climatique.
- Des données biologiques permettant de paramétrer le modèle pour un maximum d'espèces d'intérêt. L'ensemble des données nécessaires sont présentées dans le Tableau V.

Annexes

Annexe A – Carte du développement éolien en mer en France



Source : www.eoliennesenmer.fr (consulté le 12 mars 2025).

Annexe B – Liste des espèces d’oiseaux marins à étudier en priorité selon le GISOM (Groupement d’Intérêt Scientifique Oiseaux Marins)

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Conclusion Période de nidification	Conclusion Période inter-nuptiale
Bernache cravant	<i>Branta bernicla</i>	/	Préoccupation mineure
Grand cormoran (côtiers)	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Préoccupation mineure	Préoccupation mineure
Cormoran huppé (sous-espèces atlantique)	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Préoccupation mineure	/
Eider à duvet	<i>Somateria mollissima</i>	Menacé	/
Fou de Bassan	<i>Morus bassanus</i>	Quasi menacé	/
Fulmar boréal	<i>Fulmarus glacialis</i>	Quasi menacé	/
Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>	Quasi menacé	/
Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>	Préoccupation mineure	Préoccupation mineure
Goéland cendré	<i>Larus canus</i>	Menacé	Préoccupation mineure
Goéland leucopnée	<i>Larus michahellis</i>	Préoccupation mineure	/
Goéland marin	<i>Larus marinus</i>	Préoccupation mineure	/
Grèbe à cou noir	<i>Podiceps nigricollis</i>	Préoccupation mineure	Préoccupation mineure
Grèbe huppé	<i>Podiceps cristatus</i>	Préoccupation mineure	/
Guifette noire	<i>Chlidonias niger</i>	Menacé	/
Guillemot de Troil	<i>Uria aalge</i>	Menacé	/
Harle huppé	<i>Mergellus albellus</i>	Menacé	Préoccupation mineure
Grand Labbe	<i>Stercorarius skua</i>	/	Préoccupation mineure
Labbe parasite	<i>Stercorarius parasiticus</i>	/	Préoccupation mineure
Macareux moine	<i>Fratercula arctica</i>	Menacé	/
Macreuse brune	<i>Melanitta fusca</i>	/	Menacé
Macreuse noire	<i>Melanitta nigra</i>	/	Préoccupation mineure
Mouette mélanocéphale	<i>Larus melanocephalus</i>	Préoccupation mineure	/
Mouette pygmée	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	/	Préoccupation mineure
Mouette rieuse	<i>Larus ridibundus</i>	Quasi menacé	Préoccupation mineure
Mouette tridactyle	<i>Rissa tridactyla</i>	Menacé	Menacé
Océanite tempête	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Menacé	/
Pingouin torda	<i>Alca torda</i>	Menacé	/
Puffin des Anglais	<i>Puffinus puffinus</i>	Menacé	/
Puffin des Baléares	<i>Puffinus mauretanicus</i>	/	Menacé
Puffin fuligineux	<i>Puffinus griseus</i>	/	/
Plongeon arctique	<i>Gavia arctica</i>	/	/
Plongeon catmarin	<i>Gavia stellata</i>	/	Préoccupation mineure
Plongeon imbrin	<i>Gavia immer</i>	/	Menacé
Sterne caugek	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	Quasi menacé	Préoccupation mineure
Sterne de Dougall	<i>Sterna dougallii</i>	Menacé	Quasi menacé / tendance en baisse
Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>	Préoccupation mineure	Préoccupation mineure

Annexe C – Inventaire des données de suivis des oiseaux marins en France métropolitaine

Pour évaluer l'impact potentiel d'un projet éolien en mer sur les oiseaux marins, une approche en trois étapes peut être adoptée (Croll et al., 2022) : 1) identifier les espèces vulnérables présentes dans la région ; 2) modéliser leur distribution pour estimer leur degré d'exposition au parc ; 3) utiliser un modèle individu-centré pour prédire les impacts du risque de collision et des effets déplacement et barrière à l'échelle des populations (taux de survie, succès reproducteur). Pour ce faire, il est nécessaire de disposer de données permettant de décrire la distribution et les déplacements des oiseaux marins dans la zone étudiée.

Dans le cadre du projet BIRDMOVE, nous avons réalisé un inventaire des données de suivi d'oiseaux marins actuellement disponibles à l'échelle des façades Manche et Atlantique¹⁶, pour les 36 espèces de la liste établie par le GISOM (Annexe B). Deux types de données ont été recensés : celles issues des campagnes d'observation par bateau ou avion (Tableau C1) et celles provenant de suivis par balise GPS (Tableau C2). Un inventaire similaire a été réalisé dans le cadre du programme de recherche Migratlane (De Grissac & Jiguet, 2023).

- **Données issues des campagnes d'observation par bateau ou avion**

Tableau C1. Inventaire des campagnes de suivi des oiseaux marins par bateau ou avion sur les façades maritimes françaises Manche et Atlantique.

Campagne	Année(s)	Saison	Propriétaire	Contact
CAPECET	2020	Hiver	Pelagis	Sophie Laran
CAPECET	2023	Hiver	Pelagis	Sophie Laran
DunkRisk	2017-2018	Printemps	Pelagis	Sophie Laran
DunkRisk	2017	Été	Pelagis	Sophie Laran
DunkRisk	2017	Hiver	Pelagis	Sophie Laran
MiniSAMM	2014	Hiver	Pelagis	Sophie Laran
SAMM	2011-2012	Hiver	Pelagis	Sophie Laran
SAMM	2012	Été	Pelagis	Sophie Laran
SAMM	2021	Hiver	Pelagis	Sophie Laran
SCANS	2016, 2022	Été	Pelagis	Sophie Laran
SPEE	2019-2022	Hiver	Pelagis	Sophie Laran
SPEE	2019-2021	Printemps	Pelagis	Sophie Laran
SPEE	2019-2021	Été	Pelagis	Sophie Laran
SPEE	2019-2021	Automne	Pelagis	Sophie Laran
BOBECO	2011	Automne	Pelagis	Sophie Laran
BOBGEO	2009	Automne	Pelagis	Sophie Laran
CAMANOC	2014	Automne	Pelagis	Sophie Laran
CGFS	2015-2022	Automne	Pelagis	Sophie Laran
EVHOE	2011-2022	Automne	Pelagis	Sophie Laran
IBTS	2007-2022	Hiver	Pelagis	Sophie Laran

¹⁶ Cet inventaire a été réalisé en décembre 2023. Il est possible que de nouvelles données aient été collectées depuis.

Campagne	Année(s)	Saison	Propriétaire	Contact
PELGAS	2003	Eté	Pelagis	Sophie Laran
PELGAS	2004-2022	Printemps	Pelagis	Sophie Laran
Suivi du parc de Courseulles-sur-Mer	2009-2010		EDF-RE	Camille Guillemette (Natural Power)
Suivi du parc de Dieppe-Le-Tréport	2007-2015		Engie	Camille Guillemette (Natural Power)
Suivi du parc de Dunkerque	2017-2018		EDF-RE	Camille Guillemette (Natural Power)
Suivi du parc de Fécamp	2019-2020		EDF-RE	Camille Guillemette (Natural Power)
Suivi du parc de Saint-Brieuc	2017-2018		Iberdrola	Camille Guillemette (Natural Power)
Suivi du parc de Saint-Nazaire	2019-2020		EDF-RE	Camille Guillemette (Natural Power)
Suivi du parc de Yeu-Noirmoutier	2014-2016		Engie	Camille Guillemette (Natural Power)
Suivi vidéo des mammifères marins et oiseaux marins par avion - EMR Ailes Marines	2020-2027		Ailes Marines	
Survol Bretagne Nord - Acquisition de données spatialisées concernant la mégafaune marine en Bretagne Nord (suivis aériens avec observateurs et capteurs photos)	2019-2022		OFB / Setec In Vivo	
Campagne de survol du PNMI	2021-2022		OFB / PNMI / Setec In vivo - Hytech Imaging	
Survol par suivi digital vidéo HD du secteur de l'île d'Yeu	2016-2017		OFB / Biotope / HiDef	
Survol Bretagne Sud - Campagne d'acquisition de connaissances sur la mégafaune marine dans le Finistère Sud (survol aérien avec capteurs photos)	2021-2023		OFB / Cohabys	
Survols Mor Braz	2024-2026		OFB / DFM-ATL	
Survols ZPS secteur de l'île d'Yeu et Estuaire de la Loire externe	2023-2025		OFB / DFM-ATL	
MAMO : Mégafaune Marine en Manche Orientale	2023-2025		PNMI EPMO	

Campagne	Année(s)	Saison	Propriétaire	Contact
Survols Baie de Seine	2018-2019		Setec-in Vivo / GONm	
Survol Manche Est – mer du Nord	2023-2024		OFB	

- **Données issues des suivis par balise GPS**

Tableau C2. Inventaire des données de suivi d'oiseaux marins par balise GPS sur les façades maritimes françaises Manche et Atlantique.

Nom français	Nom latin	Période de présence	Suivi / programme / référence	Localisation	Années	Nombre d'années suivies	Nombre d'individus suivis	Période de suivi	Bancarisation	Lien	Contact	Données récupérées ?
Bernache	<i>Branta bernicla</i>	Hivernage	Migratlane	Aytré et Saint-Pol-de-Léon	2023 - en cours	1	10	Hivernage	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page=studies,path=study2529657945	Frédéric Jiguet et Sophie de Grissac (MNHN)	Oui
Bernache	<i>Branta bernicla</i>	Hivernage	Dokter & Ebbinge, 2013	Pays-Bas	2012	1	1	Migration	?	https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/view/2516	A.Dokter@nioo.knaw.nl	Non
Bernache	<i>Branta bernicla</i>	Hivernage	2020 Brent goose, wigeon, teal - Southampton Water	Estuaire Southampton Water (Angleterre)	2020	1	?	Migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy1051819325	Andrew Hoodless (GWCT)	Non

Cormoran huppé	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Reproduction	Suivi des cormorans huppés de Normandie	Îles Chausey et Saint-Marcouf	2011 - 2018	Chausey : 4 Saint-Marcouf : 1	Chausey : 28 Saint-Marcouf : 14	Reproduction	CEFE - CNRS	https://link.springer.com/article/10.1007/s00227-020-3655-5 https://reseau-manchemerdunord.n2000.fr/sites/baieseineoccidentale-caplevi.n2000.fr/files/documents/page/ncourbin_jan2019_cormoranshupes_stmarcouf_vf.pdf	Nicolas Courbin (CEFE-CNRS)	Oui
Cormoran	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Reproduction	?	?	?	?	?	Reproduction	Bretagne Vivante	/	Bernard Cadiou (Bretagne Vivante)	Non
Eider à	<i>Somateria mollissima</i>	Hivernage	AUCUNE DONNEE GPS									

Fou de Bassan	<i>Morus bassanus</i>	Reproduction	Migratlane /Suivi de la colonie de l'île Rouzic	Ile Rouzic	2022 - en cours	2	50 (40 adultes, 10 juvéniles)	Reproduction et départ en migration (24 adultes et 10 juvéniles)	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwfragment=page=studies,path=study2529657945	Frédéric Jiguet et Sophie de Grissac (MNHN) & David Grémillet (CEFE-CNRS)	Oui
Fou de Bassan	<i>Morus bassanus</i>	Reproduction	Suivi de la colonie de l'île Rouzic	Ile Rouzic	2005 - 2021	12	220	Reproduction	Movebank & Seabird Tracking Database	https://data.seabirdtracking.org/dataset/1793 https://data.seabirdtracking.org/dataset/734 https://data.seabirdtracking.org/dataset/1794 https://data.seabirdtracking.org/dataset/1795 https://data.seabirdtracking.org/dataset/1796 https://www.movebank.org/cms/webapp?gwfragment=page=studies,path=study1188850384	David Grémillet (CEFE-CNRS)	Oui

										https://www.movebank.org/cms/w ebapp?gwt_fragment=page=studies,path=study2296851236		
Fou de Bassan	<i>Morus bassanus</i>	Reproduction	Suivi des fous de Bassan de l'île d'Aurigny	2 colonies : Les Etacs et Ortac	2011 - 2023	10	118	Reproduction	Movebank	https://www.movebank.org/cms/w ebapp?gwt_fragment=page=studies,path=study305974507	Phil Atkinson & Victoria Warwick-Evans	Oui
Fou de Bassan	<i>Morus bassanus</i>	Reproduction	Gannet juvenile GPS-PTT data Bass Rock 2018-19 (suivi de la migration des juvéniles)	Bass Rock, Ecosse	2018 - 2019	1	32 (juvéniles)	Migration	Seabird Tracking Database	https://data.seabirdtracking.org/dataset/1815	Jude Lane	Oui
Fulmar	<i>Fulmarus glacialis</i>	Reproduction	Darby et al., 2021	11 colonies en Angleterre, Ecosse et Irlande	2009 - 2019	4	102	Reproduction	?	https://doi.org/10.3354/meps13887	Jamie Darby	Non
Goéland	<i>Larus argentatus</i>	Reproduction	Suivi commandité par la DREAL Normandie dans le cadre du projet éolien AO4 (Centre-Manche)	Île Tatihou	2022 - en cours	2	15	Reproduction	Movebank	https://www.movebank.org/cms/w ebapp?gwt_fragment=page=studies,path=study2893386762	Fabrice Gallien (GONm)	Oui

Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>	Reproduction	Avril et al., 2018	RNN Lilleau des Niges	2017	1	15	Reproduction	LPO	https://www.researchgate.net/publication/359369604 Occupation de l'espace et dynamique des effectifs de goélands nichant sur la réserve naturelle nationale de Lilleau des Niges - Rapport technique	Frédéric Robin (LPO)	Non
Goéland	<i>Larus argentatus</i>	Reproduction	Stienen et al., 2020	Zeebruges	2021 - 2022	2	4 juvéniles	Migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwfragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy1259686571	Peter Desmet	Oui
Goéland	<i>Larus argentatus</i>	Reproduction	Suivi commandité par EMDT (société développant le parc éolien en mer de Dieppe Le Tréport)	Le Tréport	2022 - en cours	2	15	Reproduction	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwfragment=page=studies,path=study2893377699	Fabrice Gallien (GONm)	Oui
Goéland	<i>Larus argentatus</i>	Reproduction	Stienen et al., 2023 (DELTATRACK)	Neeltje Jans, Pays-Bas	2020-2023	3	25	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwfragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy1258895879	Peter Desmet	Oui

Goéland	<i>Larus argentatus</i>	Reproduction	Stienen et al., 2023 (HG_OOSTENDE)	Côte sud de la mer du Nord (Ostende et Zeebruges, Belgique)	2013 - 2022	9	60	Reproduction	Zenodo	DOI 10.5281/zenodo.3541811	Peter Desmet	Oui
Goéland	<i>Larus fuscus</i>	Reproduction	Brown et al., 2019	Plusieurs colonies en Belgique, au Pays-Bas et au Royaume-Uni	2010 - 2017	7	16	Reproduction et migration	Zenodo	DOI 10.5281/zenodo.3565705	J. Morgan Brown	Oui
Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>	Reproduction	LBBG_ADULT - Lesser black-backed gulls (<i>Larus fuscus</i> , Laridae) breeding in Belgium	Côte sud de la mer du Nord (Belgique et Pays-Bas)	2022 - 2023	1	39	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy2298738353	Peter Desmet	Oui
Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>	Reproduction	Avril et al., 2018	RNN Lilleau des Niges	2017	1	11	Reproduction	LPO	https://www.researchgate.net/publication/359369604_Occupation_de_l%27espace_et_dynamique_des_effectifs_de_goelands_nichant_sur_la_reserve_naturelle_nationale_de_Lilleau_des_Niges_-_Rapport_technique	Frédéric Robin (LPO)	Non

Goéland	<i>Larus fuscus</i>	Reproduction	Stienen et al., 2020 (LBBG_JUVENILE)	Zeebruges	2020 - 2022	3	88 juvéniles	Migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy1259686571	Peter Desmet	Oui
Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>	Reproduction	Stienen et al., 2023 (DELTATRACK)	Neeltje Jans, Pays-Bas	2020-2023	3	75	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy1258895879	Peter Desmet	Oui
Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>		LBBG_ZEEBRUGGE - Lesser black-backed gulls breeding at the southern North Sea coast (Belgium and the Netherlands)	Côte sud de la mer du Nord (Belgique et Pays-Bas)	2013 - 2022	9	162	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy985143423	Peter Desmet	Oui
Goéland	<i>Larus canus</i>	Hivernage	AUCUNE DONNEE GPS									
Goéland	<i>Larus michahellis</i>	Reproduction	Yellow-Legged Gull - France - Espagne - ID_PROG 990	Méditerranée (France, Espagne)	2021 - en cours	2	106	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page=studies,path=study2312018505	Carole Leray (Tour du Valat)	Oui

Goéland	<i>Larus marinus</i>	Reproduction	Suivi commandité par EMDT (parc éolien en mer de Dieppe Le Tréport)	Le Havre	2022 - 2023	1	15	Reproduction	Movebank	https://www.movebank.org/cms/w/ebapp?gwt_fragment=page=studies.path=study2893366386	Fabrice Gallien (GONm)	Oui
Goéland sp.	<i>Larus argentatus</i> <i>Larus fuscus</i>		Prog.LARUS - EOL-SNA-2022	Projet EMR Saint-Nazaire	2022 - 2023	1	23	/	Movebank	https://www.movebank.org/cms/w/ebapp?gwt_fragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy2146608395	Marine Leicher (Bretagne Vivante)	Non
Goéland sp.	<i>Larus argentatus</i> <i>Larus fuscus</i>		Prog.LARUS - EOL-AO5-2023	Projet EMR Sud Bretagne (AO5)	2023	1	79	/	Movebank	https://www.movebank.org/cms/w/ebapp?gwt_fragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy2522224856	Marine Leicher (Bretagne Vivante)	Non
Goéland sp.	<i>Larus argentatus</i> <i>Larus fuscus</i>		Prog. LARUS-EOL-EMYN-2022	Projet EMR Yeu-Noirmoutier	2022 - 2023	1	45	/	Movebank	https://www.movebank.org/cms/w/ebapp?gwt_fragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy2072189516	Marine Leicher (Bretagne Vivante)	Non
Goéland sp.	<i>Larus argentatus</i> <i>Larus fuscus</i>		Programme LARUS (Bretagne Vivante). CRBPO authorization #694	Nord du Golfe de Gascogne	2018 - 2020	2	18	/	Movebank	https://www.movebank.org/cms/w/ebapp?gwt_fragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy679267927	Marine Leicher (Bretagne Vivante)	Non

Goéland sp.	<i>Larus fuscus</i> <i>Larus marinus</i>		Programme LARUS (Bretagne Vivante). CRBPO authorization #694	Nord du Golfe de Gascogne	2014 - 2019	?	21	/	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp/gwt_fragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy1047053922	Marine Leicher (Bretagne Vivante)	Non
Goéland sp.	<i>Larus argentatus</i> <i>Larus fuscus</i>		Programme LARUS (Bretagne Vivante). CRBPO authorization #533	Ile de Ré	2017 - 2022	?	54	/	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp/gwt_fragment=page%3Dstudies%2Cpath%3Dstudy603876591	Marine Leicher (Bretagne Vivante)	Non
Grand	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Reproduction	AUCUNE DONNEE GPS									
Grand	<i>Stercorarius skua</i>	Hivernage	AUCUNE DONNEE GPS									
Grèbe à cou	<i>Podiceps nigricollis</i>	Hivernage	AUCUNE DONNEE GPS									

Grèbe	<i>Podiceps cristatus</i>	Hivernage	AUCUNE DONNEE GPS								
Guifette	<i>Chidonias niger</i>	Hivernage	AUCUNE DONNEE GPS								
Guillemot de	<i>Uria aalge</i>	Reproduction	Suivi télémétrique des alcidés par Ailes Marines (projet EMR Saint-Brieuc)	Cap Fréhel	2023 - 2025	3	10 à 15 par an	Reproduction		https://ailes-marines.bzh/mesures/mesures-de-suivi/suivi-telemetrique-des-alcides/	Non
Harle	<i>Mergus serrator</i>	Hivernage	AUCUNE DONNEE GPS								
Labbe	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Migration	AUCUNE DONNEE GPS								

Macareux	<i>Fratercula arctica</i>	Reproduction	AUCUNE DONNEE GPS									
Macreuse	<i>Melanitta fusca</i>	Hivernage	AUCUNE DONNEE GPS									
Macreuse	<i>Melanitta nigra</i>	Hivernage	Provost P., 2011. Programme personnel CRBPO n°556.	Baie du Mont-Saint- Michel	2011 - 2012	1	14	Hivernage	LPO	/	Pascal Provost (LPO)	Oui
Mouette	<i>Ichthyophaga melanocephalus</i>	Reproduction	Stienen et al., 2021 (MEDGULL_ANTWERPEN)	Anvers, Belgique	2021 - 2023	2	14	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwent=page=studies,path=study1609400843	Peter Desmet	Oui

Mouette	<i>Ichthyaetus melanocephalus</i>	Reproduction	Mediterranean gull - ISPRA - Italy	Ravenne, Italie	2016 - 2017	1	34 (un seul individu en Atlantique)	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page=studies,path=study1131915461	ISPRA	Non
Mouette	<i>Ichthyaetus melanocephalus</i>	Reproduction	Mediterranean gull – ISPRA - Adriatic - Italy	Ravenne, Italie	2022 - en cours	1	10 (un seul individu en Atlantique)	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page=studies,path=study2166517371	ISPRA	Non
Mouette	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	Hivernage	AUCUNE DONNEE GPS									
Mouette	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	Reproduction	AUCUNE DONNEE GPS									

Mouette	<i>Rissa tridactyla</i>	Reproduction	Suivis dans le cadre de projets éoliens en mer : à Saint-Pierre-du-Mont et Fécamp par EDF Renouvelables et à Boulogne-sur-Mer par l'OFB	Boulogne-sur-Mer, Fécamp et Saint-Pierre-du-Mont	2014	1	Boulogne-sur-Mer : 11 Fécamp : 14 Saint-Pierre-du-Mont : 11	Reproduction	GONm	https://link.springer.com/article/10.1007/s00227-017-3151-8	Fabrice Gallien (GONm) (ou Aurore Ponchon)	Oui
Mouette	<i>Rissa tridactyla</i>	Reproduction	Suivi commandité par EMDT (parc éolien en mer de Dieppe Le Tréport)	Fécamp	2022 - 2023	1	11	Reproduction	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwfragment=page=studies,path=study2893383584	Fabrice Gallien (GONm)	Oui
Mouette	<i>Rissa tridactyla</i>	Reproduction	Migratlane	Pointe du Raz (8 individus) Boulogne-sur-Mer (7 individus)	2023 - en cours	1	15 (5 adultes et 10 juvéniles)	Migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwfragment=page=studies,path=study2529657945	Frédéric Jiguet et Sophie de Grissac (MNHN)	Oui
Océanite tempête	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Reproduction	Programme de suivi télémétrique de l'océanite tempête par le MNHN associé à Bretagne Vivante et au PNMI (OFB)	Archipel de Molène	2020 - 2022	2	34	/	Bretagne Vivante	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwfragment=page=studies,path=study1401942981	Bernard Cadiou (Bretagne Vivante)	Non

Pinguin	<i>Alca torda</i>	Reproduction	Suivi télémétrique des alcidés par Ailes Marines (projet EMR Saint-Brieuc)	Cap Fréhel	2023 - 2025	3	10 à 15 par an	Reproduction		https://ailes-marines.bzh/mesures/mesures-de-suivi/suivi-telemetrique-des-alcides/		Non
Pinguin	<i>Alca torda</i>	Reproduction	Migratlane	Archipel des Sept Îles	2023 - en cours	1	3	Reproduction	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page=studies,path=study2529657945	Frédéric Jiguet et Sophie de Grissac (MNHN)	Oui
Plongeon	<i>Gavia arctica</i>	Hivernage	AUCUNE DONNEE GPS									
Plongeon	<i>Gavia stellata</i>	Hivernage	Dorsch et al., 2019 (DIVER)	Danemark	2015 - 2018	3	42 (un seul individu traversant les eaux françaises)	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page=studies,path=study60771859	Ramūnas Žydėlis	Non

Plongeon	<i>Gavia stellata</i>	Hivernage	Red-throated Divers in the North Sea, DiverLog	Danemark	2022 - en cours	1	33 (un seul individu traversant les eaux françaises)	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page=studies,path=study2051411158	Ramūnas Žydelis	Non
Plongeon	<i>Gavia stellata</i>	Hivernage	Žydelis et al. (LIFE-Nature project "DENOFLIT")	Lithuanie	2012 - 2013	1	17 (un seul individu traversant les eaux françaises)	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page=studies,path=study5636685	Ramūnas Žydelis	Non
Plongeon	<i>Gavia immer</i>	Hivernage	AUCUNE DONNEE GPS									
Puffin des	<i>Puffinus puffinus</i>	Reproduction	Padget et al., 2019	Royaume-Uni	2008 - 2016	8	359 (un seul individu traversant les eaux françaises)	Reproduction	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gwt_fragment=page=studies,path=study961039869	Oliver Padget, Tim Guilford	Non

Puffin des	<i>Puffinus puffinus</i>	Reproduction	Migratlane	Archipel des Sept Îles (6 individus) Archipel de Molène (4 individus)	2023 - en cours	1	10 (adultes)	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gw_fragment=page=studies,path=study2529657945	Frédéric Jiguet et Sophie de Grissac (MNHN)	Oui
Puffin des	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Période interuptiale	PNA puffin des Baléares (OFB) - Programme CRBPO 1241	Mor Braz	2022 - 2023	2	31	Estivage	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gw_fragment=page=studies,path=study2266929053	Nicolas Courbin (CEFE-CNRS)	Oui
Puffin	<i>Ardenna grisea</i>	Migration	AUCUNE DONNEE GPS									
Sterne	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	Reproduction	Migratlane	Île aux Moutons et Noirmoutier	2023 - en cours	1	20 (Ile aux Moutons : 10 / Noirmoutier : 10)	Reproduction et migration	Movebank	https://www.movebank.org/cms/webapp?gw_fragment=page=studies,path=study2529657945	Frédéric Jiguet et Sophie de Grissac (MNHN)	Oui

Sterne	<i>Sterna hirundo</i>	Reproduction	AUCUNE DONNEE GPS
Sterne de	<i>Sterna dougallii</i>	Reproduction	AUCUNE DONNEE GPS

- **Avantages et limites des données d'observation par bateau ou avion**

Les campagnes de suivi de la mégafaune marine par bateau ou avion suivent la méthode du « distance sampling » (Buckland et al., 2001), qui consiste à réaliser des transects linéaires réguliers pour recenser les espèces présentes dans une zone établie, de manière aussi exhaustive que possible. Il s'agit d'une méthode de suivi non invasive, puisqu'elle repose sur des observations visuelles à distance. Les données issues de ces campagnes peuvent être utilisées pour étudier à grande échelle la distribution, la densité et les habitats préférentiels des oiseaux marins, à différentes saisons (e.g., Lambert et al., 2017). Dans le cadre des études d'impact des parcs éoliens en mer, elles peuvent donc être utiles pour évaluer le degré d'exposition des populations d'oiseaux marins.

En revanche, ces données ne fournissent aucune information sur les déplacements des individus, ni sur leur colonie d'origine. Elles ne peuvent donc pas être utilisées pour le modèle individu-centré développé dans le cadre du projet BIRDMOVE. De plus, selon les conditions d'observation lors de la réalisation des transects, il n'est pas toujours possible d'identifier précisément l'espèce lors de ces suivis. Parfois, seul le groupe taxonomique est relevé (goéland ou alcidé, par exemple).

Notre inventaire révèle une forte hétérogénéité dans les jeux de données disponibles, non seulement en termes de méthode (bateau ou avion), mais également d'effort d'observation (distance parcourue, durée et fréquence des suivis; voir Fig. C1) et de précision des informations fournies. Ceci pourrait compromettre la robustesse des analyses réalisées à partir de ces données (Ghislain et al., 2020). Nous constatons qu'il manque parfois des informations concernant les conditions météorologiques et l'état de la mer lors de la réalisation des transects, alors que celles-ci sont indispensables pour prendre en compte les biais de détection dans les modèles de distribution des espèces (Lambert et al., 2017).

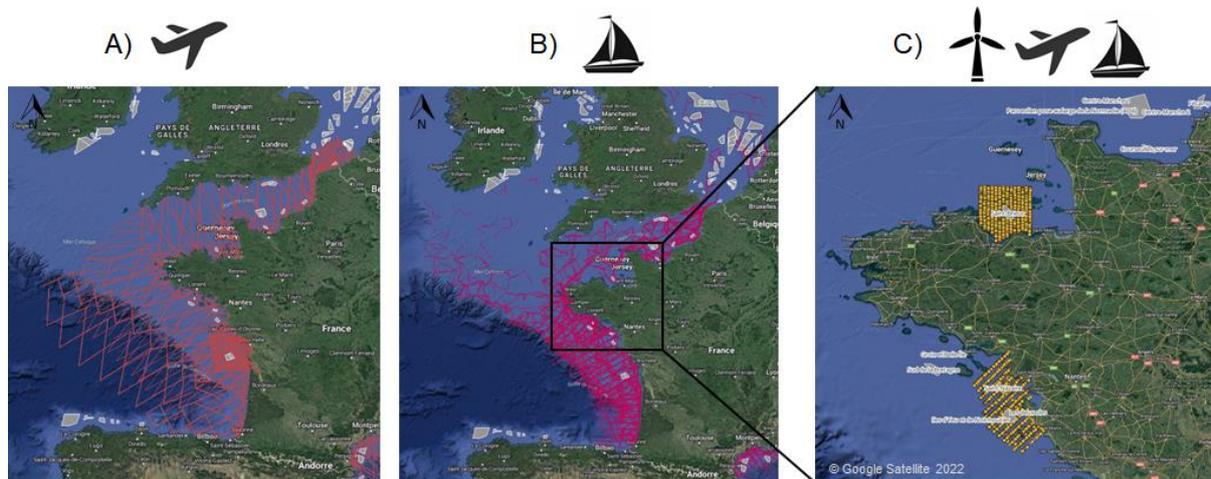


Figure C1. Transects réalisés par l'observatoire Pelagis dans le cadre de campagnes d'observation à large échelle par avion (A) ou bateau (B), et transects réalisés par les développeurs éoliens à l'échelle de futurs sites éoliens en mer (C).

- **Avantages et limites des données de suivi par balise GPS**

A la différence des données issues de comptages en mer, les données de suivi par balise GPS permettent de décrire avec précision la distribution, les déplacements et les comportements des oiseaux marins d'une colonie en particulier. Elles sont indispensables pour utiliser le modèle individu-centré développé dans le cadre du projet BIRDMOVE. Selon le type de balise utilisée, il est possible de suivre les déplacements d'oiseaux sur une période allant de quelques

jours à plusieurs mois, avec une fréquence d'enregistrement de leur position pouvant aller d'une fois toutes les minutes à une fois par jour. Comparées à d'autres types de balises électroniques utilisées pour le suivi des oiseaux marins (GLS, Argos-PTT), les balises GPS offrent une précision bien supérieure (Kays et al., 2016).

Ces données présentent toutefois certaines limites. Tout d'abord, le nombre d'individus suivis et la durée des suivis sont souvent restreints en raison du coût élevé des équipements, et pour des raisons éthiques, car il s'agit d'une méthode de suivi invasive qui pourrait affecter la survie et le succès reproducteur des oiseaux (Thaxter et al., 2016). En conséquence, les tailles d'échantillons sont souvent trop faibles pour que les données issues de ces suivis soient représentatives de la distribution et des comportements de l'ensemble des populations (Soanes et al., 2013).

Comme le montre notre inventaire, la quantité de données GPS actuellement disponibles varie considérablement d'une espèce à l'autre (Fig. C2). Sur les façades Manche et Atlantique, nous n'avons trouvé aucune donnée pour 19 des 36 espèces de la liste du GISOM (Annexe B). De plus, la majorité des suivis concerne uniquement des individus adultes. Les seules espèces pour lesquelles nous avons trouvé des suivis d'individus juvéniles ou immatures sont le fou de Bassan, la mouette tridactyle, le goéland argenté et le goéland brun. Ces données sont importantes, car les comportements en mer des oiseaux marins peuvent différer selon leur âge (Carneiro et al., 2019). Par ailleurs, la plupart des suivis sont réalisés en période de reproduction (Bernard et al., 2021). Les seules données de migration que nous avons trouvées proviennent principalement d'études menées à l'étranger, et peu d'individus se sont rendus dans les eaux territoriales françaises (voir, par exemple, les données pour le plongeon catmarin ou la mouette mélanocéphale).

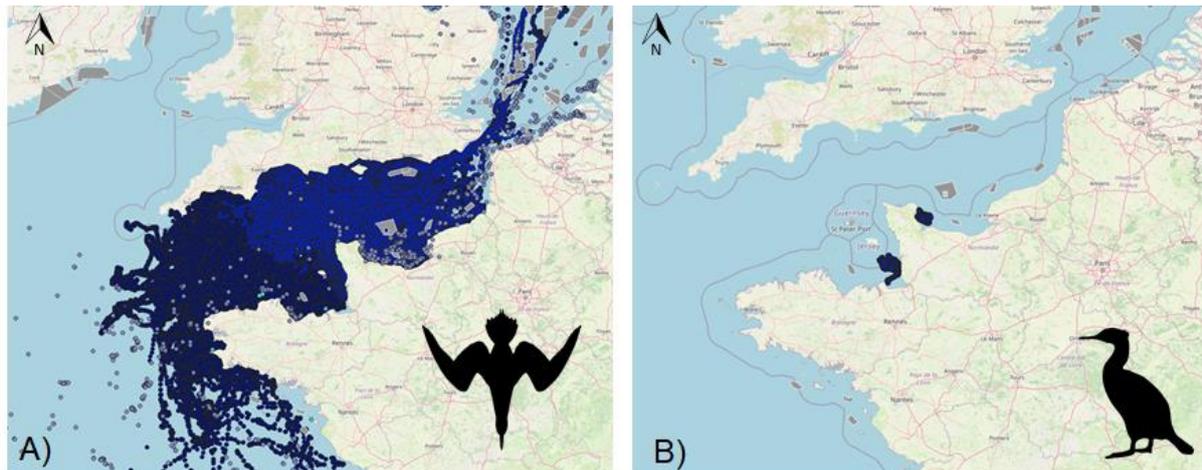


Figure C2. Ensemble des données de suivi GPS recensées pour le fou de Bassan (A) et le cormoran huppé (B).

Annexe D – Suite de la présentation du modèle individu-centré, suivant le protocole ODD de Grimm et al. (2010).

Conception du modèle

- **Principes de base**

La survie des adultes dépend de leur capacité à équilibrer leurs besoins énergétiques journaliers (gains et dépenses). Les gains énergétiques proviennent des proies capturées tandis que les dépenses énergétiques sont liées au métabolisme de base (maintenance de l'organisme) et aux activités journalières (vol, recherche alimentaire, repos et surveillance du nid). Si un individu dépense plus d'énergie qu'il n'en gagne au cours d'une journée, il perd du poids. Un individu meurt si son poids devient inférieur à un seuil critique. Ce seuil critique est fixe pour les adultes (*lethal_weight_limit*). Pour les poussins, le seuil critique est recalculé chaque jour (*chick_lethal_weight*). Si un poussin n'atteint pas 40% de la masse que devrait avoir un poussin de son âge selon la courbe de croissance de l'espèce, nous considérons qu'il est mort. S'il n'a pas atteint le seuil *lethal_weight_limit* des adultes à la fin de la saison de reproduction, nous considérons qu'il n'a pas suffisamment grandi et ne survit pas.

- **Emergence**

La présence de parcs éoliens en mer pourrait affecter la balance énergétique des adultes en bloquant l'accès à des sites d'alimentation (effet déplacement) ou en augmentant les distances parcourues pour trouver de la nourriture et/ou contourner les parcs éoliens en mer (effet barrière). Dans le modèle, nous considérons qu'une certaine proportion de la population est sensible aux effets déplacement et barrière (taux de macro-évitement d'après la littérature scientifique). Lorsqu'ils se déplacent en mer, les individus sensibles aux effets déplacement et barrière contournent les cellules identifiées comme des parcs éoliens en mer et n'y pénètrent ni pour pêcher, ni pour s'y reposer. Cela pourrait avoir un effet sur le temps qu'ils passent en mer pour s'alimenter (augmentation des dépenses énergétiques), leur capacité à trouver suffisamment de nourriture pour remplir leurs besoins et ceux de leurs poussins (diminution des gains énergétiques), et se répercuter sur leur succès de reproduction et leur survie.

- **Adaptation**

Les prises de décision comportementales des adultes, à chaque pas de temps, reposent sur des arbres de décisions qui prennent en compte l'état intrinsèque de l'adulte, son comportement au pas de temps précédent, et différents paramètres de l'environnement (Annexe E).

- **Objectifs**

Les adultes cherchent à satisfaire chaque jour leurs propres besoins énergétiques et ceux de leurs poussins, en pêchant suffisamment de poisson. Les oiseaux marins étant des espèces longévives (20 à 30 ans pour le fou de Bassan) à faible taux de fécondité (un seul jeune produit par événement de reproduction chez le fou de Bassan), les adultes investissent moins dans la reproduction que dans la croissance et la survie (Courbin et al., 2022). On suppose donc qu'un adulte ayant des difficultés à remplir ses besoins énergétiques journaliers privilégiera sa propre survie avant celle de son poussin. Dans le modèle, nous avons donc fixé pour les adultes un seuil de masse corporelle (*weight_limit*) en dessous duquel un adulte arrête temporairement de nourrir son poussin le temps de reprendre du poids.

- **Apprentissage**

Il n'y a pas de mécanisme d'apprentissage dans le modèle.

- **Prédiction**

Les individus ne sont pas capables de prédire l'évolution des conditions environnementales ou de leur état pour ajuster leurs prises de décision.

- **Sens et perception de l'environnement**

Au départ du nid, les adultes choisissent un site d'alimentation et s'y rendent en empruntant le chemin le plus court (théorie dite d'« optimal foraging » ; Ford et al. 2007). Ils ne survolent jamais la terre. Le modèle considère que les adultes connaissent les zones d'alimentation les plus favorables et savent comment s'y rendre (Pettex et al., 2010). Les individus sensibles aux effets déplacement et barrière au sein de la population connaissent la localisation des parcs éoliens en mer et ne s'y rendent jamais. S'ils croisent un parc éolien en mer sur leur chemin vers le site d'alimentation qu'ils visent, ils le contournent. Les adultes gardent en mémoire leurs comportements des pas de temps précédents et en tiennent compte dans leurs prises de décision (Annexe E). Au fur et à mesure de leur trajet, les adultes ingèrent du poisson. Ils sont conscients de la quantité ingérée depuis le début de leur trajet et se basent sur ce paramètre pour décider quand se reposer, et quand retourner au nid. Ils se souviennent des dernières cellules qu'ils ont visitées et ne retournent jamais dans les cinq dernières. Lorsqu'ils traversent une cellule, la probabilité qu'ils détectent du poisson et s'arrêtent pour essayer d'en capturer est proportionnelle à la densité de poisson dans la cellule (corrélée à la probabilité de s'alimenter dans cette cellule d'après les données de suivi GPS). Les adultes sont également conscients du temps qu'ils ont passé en mer depuis le début de leur trajet. Au-delà d'une certaine limite (ici fixée à 24h), si les adultes n'ont toujours pas rempli leurs besoins journaliers en poisson, ils décident que la zone dans laquelle ils se trouvent est défavorable et rentrent à la colonie, en cherchant du poisson le long du trajet retour. De retour au nid, les adultes sont conscients des besoins de leur poussin et de la quantité de nourriture qu'il leur reste dans l'estomac. Ils peuvent donc ajuster la quantité de nourriture qu'ils donnent à leur poussin. Pour finir, les adultes sont conscients du temps passé au nid. Si cela fait trop longtemps qu'ils attendent le retour de leur partenaire (seuil fixé à 3 600 minutes ici), ils décident de quitter le nid pour partir s'alimenter en mer.

- **Interaction**

Les partenaires d'une même paire interagissent au nid, où ils se relaient pour alimenter et surveiller leur poussin. Il n'y a pas d'autres interactions simulées par le modèle. En particulier, le modèle ne simule pas de compétition intraspécifique pour l'accès à la ressource. Dans le modèle, l'abondance de poissons n'est pas un facteur limitant, elle est maintenue constante au cours du temps (pas de réduction du stock au fur et à mesure que les adultes pêchent).

- **Stochasticité**

La masse initiale des adultes, la masse initiale des poussins, et la masse des proies capturées, suivent des lois normales dont les paramètres (moyenne et écart-type) proviennent de la littérature scientifique. Lorsqu'un adulte quitte le nid, il sélectionne une cellule vers laquelle se diriger. La probabilité de sélection de chaque cellule comme site d'alimentation dépend de la probabilité que les oiseaux de la colonie s'alimentent dans cette cellule d'après les données de suivi GPS (cf. partie 3.2.1). Lorsqu'ils traversent une cellule, les adultes ont une certaine

probabilité de s'arrêter pour essayer de pêcher (variable *probForaging* de chaque cellule). Lorsqu'ils entrent en comportement de recherche alimentaire, ils ont une probabilité *foraging_efficiency* de réussir à pêcher un poisson à chaque tentative (une tentative par pas de temps).

- **Effets de groupe**

La population simulée est organisée en couples d'individus (un mâle et une femelle) avec un poussin par couple. Les deux parents de chaque couple se relaient au nid et participent tous les deux à l'alimentation du poussin. Si l'un des deux parents a suffisamment nourri le poussin pour la journée, l'autre parent ne donnera plus de nourriture au poussin et gardera pour lui tout ce qu'il ingère au cours de ses trajets.

- **Observations**

Les sorties du modèle sont : la masse des adultes et des poussins ainsi que leur statut vivant ou mort à la fin de chaque jour, les gains et dépenses énergétiques journaliers de chaque individu, la quantité de poisson ingérée chaque jour par chaque individu, la durée des trajets en mer, le budget temps-activité au cours des trajets en mer (proportion de temps passé en vol, en recherche alimentaire et au repos), la quantité de poisson pêchée au cours de chaque trajet, et la quantité de poisson donnée au poussin à la fin de chaque trajet. Ces résultats sont utilisés pour évaluer l'impact des effets déplacement et barrière en comparant chaque scénario d'impact testé au scénario de référence. Il est également possible d'enregistrer d'autres variables comme le comportement des individus et leur localisation à chaque pas de temps, pour analyser plus en détails les comportements simulés en mer.

Initialisation

La première minute de la simulation correspond au premier lever du jour (5h) suivant la naissance des poussins. Le modèle considère que tous les poussins naissent le même jour. A la première minute, tous les individus sont au nid, avec un estomac vide. La durée passée au nid (*time_at_nest*) est initialisée à 1 pour les femelles et 2 pour les mâles, pour permettre à la fonction *decide_behav* de faire partir les mâles en recherche alimentaire au début de la simulation (nous aurions pu décider de faire partir les femelles en premier, ou l'un des deux parents au hasard au sein de chaque paire). La masse initiale de chaque adulte est tirée aléatoirement dans une distribution normale de moyenne *initWeight_adults_mean* et d'écart-type *initWeight_adults_sd*, et la masse initiale de chaque poussin est tirée aléatoirement dans une distribution normale de moyenne *initWeight_chicks_mean* et d'écart type *initWeight_chicks_sd*.

Données d'entrée

Les données d'entrée nécessaires pour créer la grille du modèle (i.e. l'environnement dans lequel se déplacent les oiseaux) sont décrites dans la partie 3.2.2. Pour déterminer la taille de la grille, il faut des données de suivi GPS de la population permettant de délimiter son périmètre de recherche alimentaire. Ces données sont également utilisées pour calculer les variables *probUse* et *probForaging* des cellules. Pour déterminer le type d'usage de chaque cellule ("land", "sea", "owf" ou "colony"), il faut un shapefile décrivant le trait de côte dans la zone d'étude, un shapefile contenant des polygones délimitant les parcs éoliens en mer à inclure dans la simulation, ainsi que les coordonnées (longitude, latitude) de la colonie.

Sous-modèles (ou fonctions)

- **Fonction *chick_needs***

La fonction *chick_needs*, appelée à la première minute de chaque jour, calcule les besoins journaliers des poussins en g de poisson (*chick_food_max*), en fonction de s'ils ont ou non été nourris la veille.

La formule utilisée pour calculer les besoins énergétiques journaliers des poussins (en kJ) est dérivée de Montevicchi et al. (1984). Elle a été obtenue en ajustant le meilleur polynôme aux données collectées sur la croissance des fous de Bassan :

$$\text{Energie requise aujourd'hui pour la croissance (kJ)} = 0,0005 * \text{day}^4 - 0,0873 * \text{day}^3 + 3,9246 * \text{day}^2 - 13,393 * \text{day}$$

$$\text{Energie requise aujourd'hui pour la maintenance (kJ)} = -63,69 - 0,0001481 * \text{day}^4 + 0,02065 * \text{day}^3 - 0,6630 * \text{day}^2 + 19,73 * \text{day}$$

$$\text{Energie totale requise aujourd'hui (kJ)} = \text{Energie requise pour la croissance} + \text{Energie requise pour la maintenance}$$

La quantité maximale de nourriture que les poussins peuvent recevoir ce jour-ci (en g de poisson) est ensuite calculée de la façon suivante :

$$\text{chick_food_max (day)} = 0,9 * \frac{1}{\text{assim}} * \frac{\text{Energie totale requise aujourd'hui}}{\text{fish_energy_density}}$$

Si un poussin n'a pas été nourri la veille, il peut recevoir une double ration : *chick_food_max(day - 1) + chick_food_max(day)*.

- **Fonction *decide_behav***

La fonction *decide_behav* permet de déterminer le comportement de chaque adulte à chaque pas de temps, selon son comportement au pas de temps précédent et certaines variables extérieures. Les arbres de décision décrivant le fonctionnement de cette fonction sont présentés en Annexe E.

Un adulte peut démarrer un trajet de recherche alimentaire dès lors que son partenaire est rentré au nid, ou si le temps qu'il a passé au nid depuis le départ de son partenaire dépasse la valeur de *duration_nest_max*. Lorsqu'un adulte est en transit entre la colonie et son site d'alimentation (sur l'aller ou sur le retour), il peut effectuer des arrêts opportunistes pour tenter de pêcher s'il détecte du poisson, mais ces arrêts ne peuvent durer qu'un seul pas de temps (une seule tentative de pêche autorisée avant de repartir en direction du site d'alimentation ou de la colonie). La probabilité de s'arrêter dans une cellule pour pêcher (*probForaging*) est multipliée par 0,8 sur les trajets aller et retour, afin de limiter la fréquence de ces arrêts. Une fois arrivé sur son site d'alimentation, l'adulte peut pêcher de façon plus intensive (comportement de recherche alimentaire). S'il échoue un trop grand nombre de fois (*max_failures*) à capturer du poisson dans la cellule où il se trouve, il se déplace vers une cellule voisine pour chercher du poisson (sous-fonction *explore_foraging_area*). Une fois rassasié (contenu stomacal atteignant la valeur seuil *full_threshold*), il effectue un long repos pour digérer (son contenu stomacal doit passer en dessous du seuil *rest_threshold*) avant de retourner à la colonie. Sur le trajet retour, si son contenu stomacal repasse au-dessus du seuil *rest_threshold*, l'adulte effectue un repos court avant de repartir en direction de la colonie. Dans le cas où un adulte ne parvient pas à satisfaire ses besoins après 24h passés en mer (*give_up_threshold*), il abandonne, fait demi-tour et retourne à la colonie en cherchant de la nourriture sur la route. La probabilité *probForaging* de s'arrêter pour pêcher n'est alors pas multipliée par 0,8, pour permettre à l'adulte de s'arrêter plus souvent sur le trajet retour, tant

qu'il n'a pas rempli ses besoins. Une fois de retour à la colonie, l'adulte remplace son partenaire au nid et peut nourrir son poussin. La nuit, tous les adultes passent en comportement de repos. Ceux qui sont au nid restent au nid, et ceux qui sont en mer se reposent en mer. A la première minute du jour suivant, tous les adultes reprennent le comportement dans lequel ils se trouvaient à la tombée de la nuit.

- **Fonction *perform_behav***

La fonction *perform_behav* permet de réaliser le comportement assigné à chaque individu par la fonction *decide_behav*. Elle fait appel à plusieurs fonctions décrites ci-dessous pour la réalisation des comportements.

- **Fonction *choose_foraging_site***

La fonction *choose_foraging_site* est appelée quand un adulte quitte le nid et lui permet de choisir un site d'alimentation vers lequel se diriger. La probabilité de sélection de chaque cellule comme site d'alimentation est calculée à partir des données de suivis GPS (*probForaging*). Les sites d'alimentation potentiels excluent les cellules associées aux parcs éoliens en mer pour les adultes sensibles aux effets déplacement et barrière.

- **Fonction *find_shortest_path***

La fonction *find_shortest_path* permet de calculer le chemin le plus court entre la cellule où se trouve l'adulte et sa cellule de destination. Elle est appelée deux fois : quand un adulte quitte le nid (début du trajet aller) et quand il décide de rentrer à la colonie (début du trajet retour). Le chemin le plus court est calculé en évitant la terre et éventuellement les parcs éoliens en mer (pour les individus sensibles aux effets déplacement et barrière).

- **Fonction *follow_path***

La fonction *follow_path* permet de faire avancer les oiseaux à chaque pas de temps le long de leur trajet défini précédemment par la fonction *find_shortest_path*.

- **Fonction *explore_foraging_area***

La fonction *explore_foraging_area* s'applique seulement aux oiseaux qui sont arrivés sur leur site d'alimentation. Elle permet de choisir la prochaine cellule vers laquelle se déplacent les individus en comportement de recherche alimentaire lorsqu'ils décident de changer de cellule. Cette cellule est choisie parmi les 8 cellules voisines (excluant les cellules contenant de la terre, les cellules ayant été visitées au cours des 5 derniers pas de temps, et les cellules contenant des parcs éoliens en mer pour les individus sensibles aux effets déplacement et barrière). La probabilité de sélection de chaque cellule voisine est déterminée par la variable *probUse* (probabilité d'usage de chaque cellule calculée à partir des données de suivi GPS).

- **Fonction *digest***

La fonction *digest* permet aux adultes de diriger progressivement les poissons qu'ils ont capturés au cours de la simulation. Cette fonction considère qu'il faut un certain temps (*time_to_digest*) pour qu'un adulte digère l'ensemble de son bol alimentaire. A chaque pas de temps, chaque adulte digère donc une portion de ce qu'il a ingéré précédemment. Dans le cas du fou de Bassan, les adultes digèrent à chaque pas de temps (i.e. toutes les 6 min) 1% des poissons qu'ils ont capturés au cours des 10 dernières heures.

- **Fonction *calculate_eexpend***

La fonction *calculate_eexpend* calcule l'énergie dépensée par chaque adulte à chaque pas de temps selon son comportement et son poids.

Pour calculer l'énergie dépensée au cours d'un pas de temps (*timeStep*) par les individus au nid et au repos, les formules suivantes sont utilisées :

$$\text{Energie dépensée au nid (kJ)} = \text{energy_nest} * \text{weight} * \text{timeStep}$$

$$\text{Energie dépensée au repos (kJ)} = \text{energy_rest} * \text{weight} * \text{timeStep}$$

où *energy_nest* est le coût énergétique du temps passé au nid (en kJ/g/min) et *energy_rest* est le coût énergétique du temps passé au repos (en kJ/g/min).

Pour calculer l'énergie dépensée au cours d'un pas de temps par les individus en vol ou en recherche alimentaire, le modèle énergétique de Pennycuik (2008) est utilisé. Les différentes étapes de ce modèle sont les suivantes (les variables sont détaillées dans le Tableau V du rapport) :

- 1) Calcul de la masse totale de chaque oiseau en kg (*all_mass*) :

$$\text{all_mass} = \frac{(\text{weight} + \text{stomach_content})}{1000}$$

- 2) Calcul de la puissance induite de chaque oiseau en J/s (*Pind* pour "induced power" : puissance nécessaire pour induire la portance et maintenir l'élévation de l'oiseau en vol) :

$$P_{ind} = \frac{k * \text{all_mass}^2 * g^2}{2 * \text{air_dens} * da * v}$$

- 3) Calcul de la puissance parasite de chaque oiseau en J/s (*Ppar* pour "parasite power" : puissance nécessaire pour vaincre les résistances aérodynamiques non liées à la portance, comme la traînée de frottement de l'air sur le corps de l'oiseau) :

$$bfa = 0.00813 * \text{all_mass}^{0.666}$$

$$fpa = bfa * cdb$$

$$P_{par} = \frac{\text{air_dens} * fpa * v^3}{2}$$

où *bfa* est l'aire frontale de l'oiseau ("body frontal area") en m² et *fpa* est la surface plane équivalente ("equivalent flat-plate area") en m².

- 4) Calcul de la puissance de profil de chaque oiseau en J/s (*Ppro* pour "profile power" : puissance liée aux forces de traînée qui proviennent de la forme et des caractéristiques des ailes de l'oiseau) :

$$v_{mp} = \frac{0.807 * k^{0.25} * \text{all_mass}^{0.5} * g^{0.5}}{\text{air_dens}^{0.5} * \text{wing_span}^{0.5} * bfa^{0.25} * cdb^{0.25}}$$

$$P_{ind}(vmp) = \frac{2 * k * all_mass^2 * g^2}{vmp * \pi * wing_span^2 * air_dens}$$

$$P_{par}(vmp) = \frac{air_dens * fpa * vmp^3}{2}$$

$$P_{pro} = (P_{ind}(vmp) + P_{par}(vmp)) * x1$$

où vmp est la vitesse (en m/s) à laquelle la puissance requise pour maintenir la hauteur de vol de l'oiseau est minimale ("minimum power speed"), $P_{ind}(vmp)$ est la puissance induite à cette vitesse et $P_{par}(vmp)$ est la puissance parasite à cette vitesse.

- 5) Calcul de puissance mécanique de chaque oiseau en J/s (P_{mech} pour "mechanical power" : puissance requise pour faire fonctionner les muscles de l'oiseau, afin de produire un mouvement de vol) :

$$P_{mech} = P_{ind} + P_{par} + P_{pro}$$

- 6) Calcul de la puissance chimique équivalente de chaque oiseau en J/s (P_{chem} pour "chemical power" : puissance produite par la transformation de l'énergie chimique contenue dans les réserves de l'oiseau en énergie utilisable sous forme de travail musculaire) :

$$P_{bmr} = bmr * weight$$

$$P_{met} = P_{bmr} * n$$

$$P_{chem} = r * \frac{P_{mech} + P_{met}}{n}$$

où P_{bmr} est le taux métabolique de base de chaque oiseau (énergie nécessaire pour maintenir les fonctions vitales au repos, en J/s) et P_{met} et la puissance métabolique (équivalent mécanique du taux métabolique de base).

- 7) Conversion de la puissance chimique de chaque oiseau en kJ/min :

$$P_{chem_min} = \frac{P_{chem} * 60}{1000}$$

- 8) Calcul de l'énergie dépensée par chaque oiseau en vol au cours du pas de temps :

$$e_{expend} = P_{chem_min} * timeStep$$

L'énergie dépensée par chaque oiseau adulte est cumulée à l'échelle de la journée, permettant de mettre à jour leur poids à la fin de chaque journée (fonction `update_adults`).

- **Fonction `update_adults`**

La fonction *update_adults* met à jour la masse corporelle des adultes à la fin de chaque journée, selon leurs gains et dépenses énergétiques, pour en déduire leur statut vivant ou mort. Tout d'abord, les gains énergétiques (*egain*) de la journée sont calculés pour chaque adulte selon la quantité de nourriture digérée :

$$egain = assim * fish_energy_density * digested_food$$

Le poids de chaque adulte est ensuite mis à jour en utilisant la formule suivante, qui se base sur la différence entre les gains énergétiques (calculés précédemment) et les dépenses énergétiques (calculées par la fonction *calculate_eexpend*) à l'échelle de la journée :

$$weight = weight + \frac{egain - eexpend}{energy_tissue}$$

Finalement, le statut vivant ou mort des adultes est mis à jour en comparant leur poids au seuil léthal *lethal_weight_limit*.

- **Fonction *update_chicks***

La fonction *update_chicks* met à jour de la masse corporelle des poussins à la fin de chaque journée, selon leurs gains et dépenses énergétiques, pour en déduire leur statut vivant ou mort.

Les gains énergétiques des poussins (en kJ) dépendent de la quantité de nourriture qu'ils ont reçu au cours de la journée :

$$egain = chick_food * assim * fish_energy_density$$

Le premier jour, le modèle considère que tous les poussins reçoivent par défaut le maximum de nourriture (*chick_food_max* du jour 1).

Les dépenses énergétiques journalières desv poussins (en kJ) sont calculées chaque à partir de la formule suivante dérivée de Montevecchi et al. (1984) :

$$eexpend_chicks = -63,69 + 19,73 * day - 0,6630 * day^2 + 0,02065 * day^3 - 0,0001418 * day^4$$

Ce polynôme aboutissant à des valeurs négatives pour les jours 1 à 3, on considère que *eexpend_chicks = day* pour les trois premiers jours.

Le poids de chaque poussin est ensuite mis à jour en utilisant la formule suivante, qui se base sur la différence entre les gains et les dépenses énergétiques de la journée :

$$weight = weight + \frac{(egain - eexpend_chicks) * prod_efficiency}{energy_tissue_chicks}$$

où *energy_tissue_chicks* est la densité énergétique des tissus des poussins (en kJ/g), recalculée chaque jour à l'aide de la formule suivante dérivée de Montevecchi et al. (1984) pour tenir compte de la croissance des poussins :

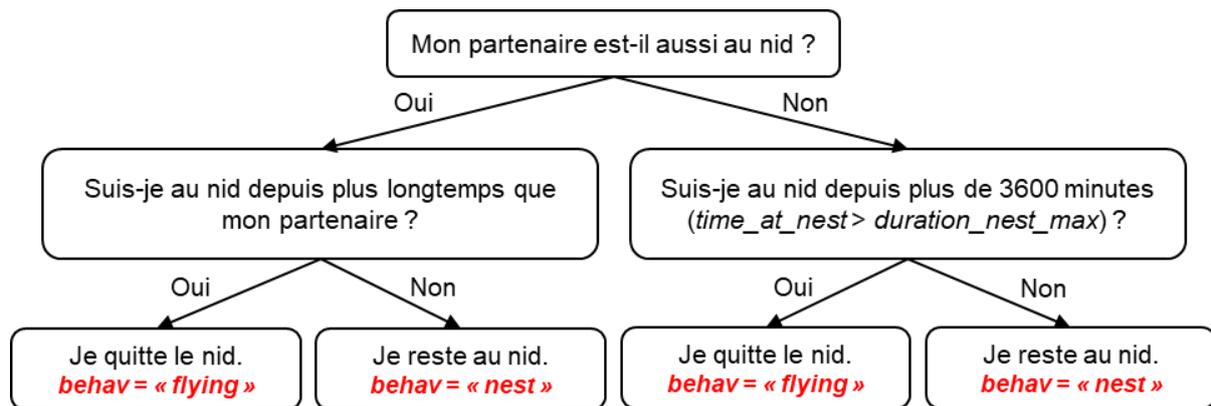
$$energy_tissue_chicks = 3,35 + (0,16 * day)$$

A partir du jour 56, le modèle considère que la densité énergétique des tissus des poussins a atteint celle des adultes (13 kJ/g).

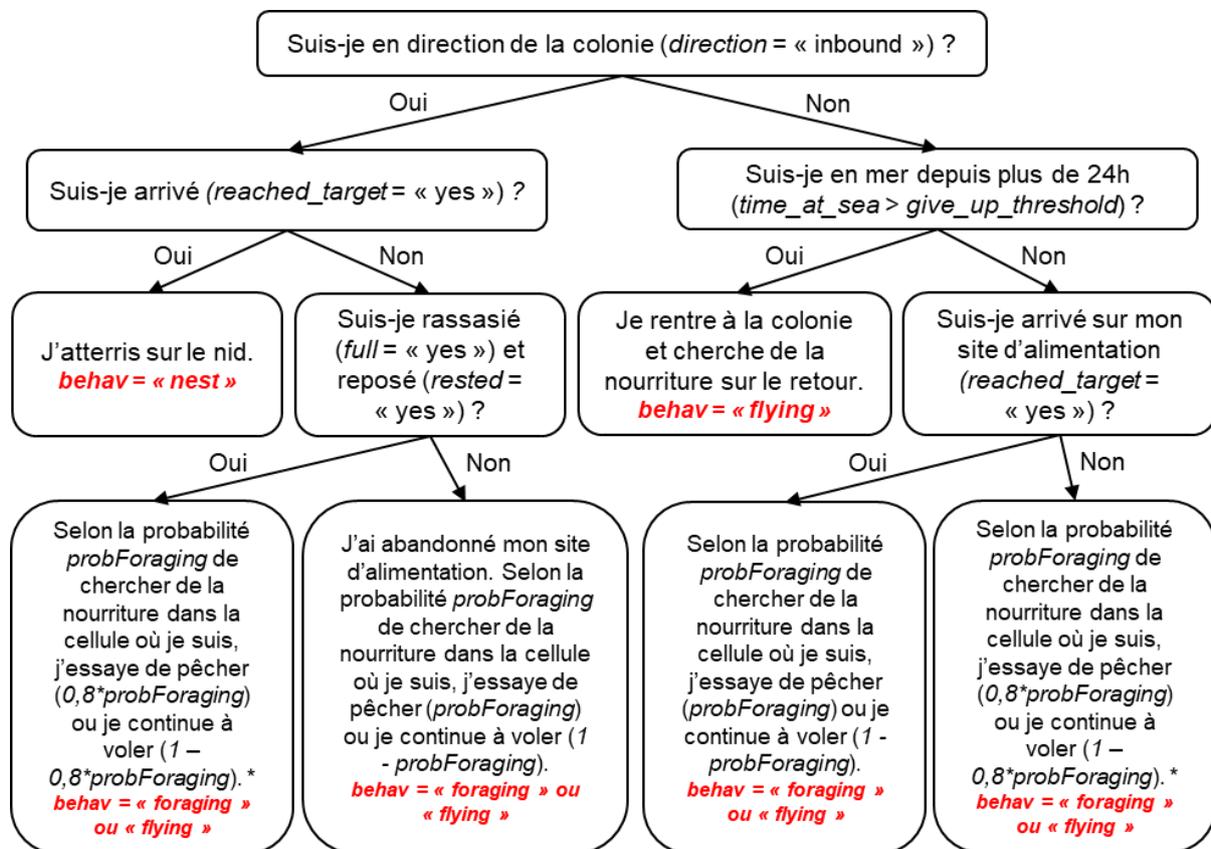
Finalement, le statut vivant ou mort des poussins est mis à jour en comparant leur poids au seuil léthal *chick_lethal_weight* correspondant à 40 % du poids qu'ils auraient atteint si leurs besoins avaient été entièrement satisfaits chaque jour depuis le début de la simulation.

Annexe E - Arbres de décision de la fonction *decide_behav*

Si je suis au nid (*behav* = "nest") :

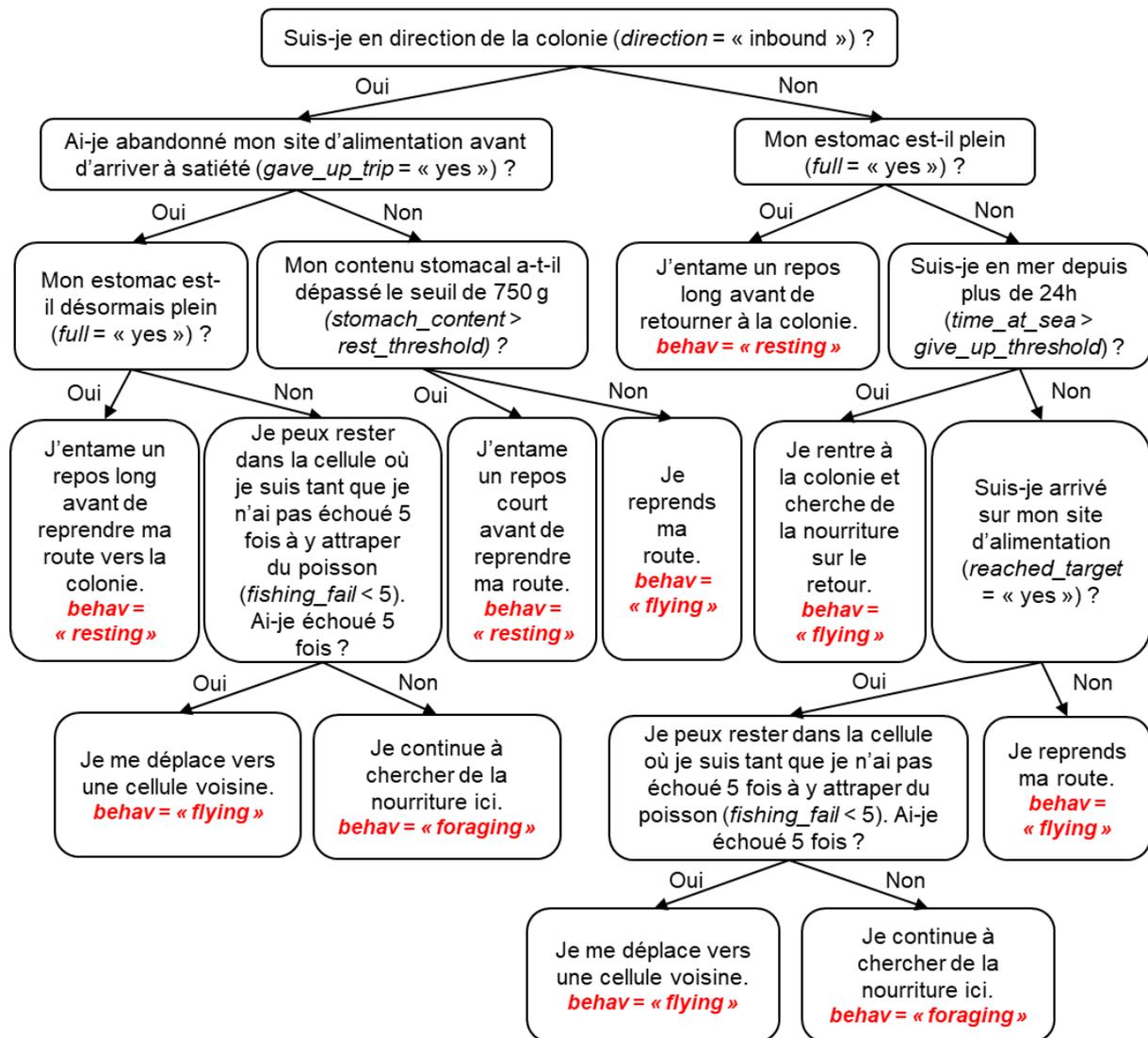


Si je suis en vol (*behav* = "flying") :

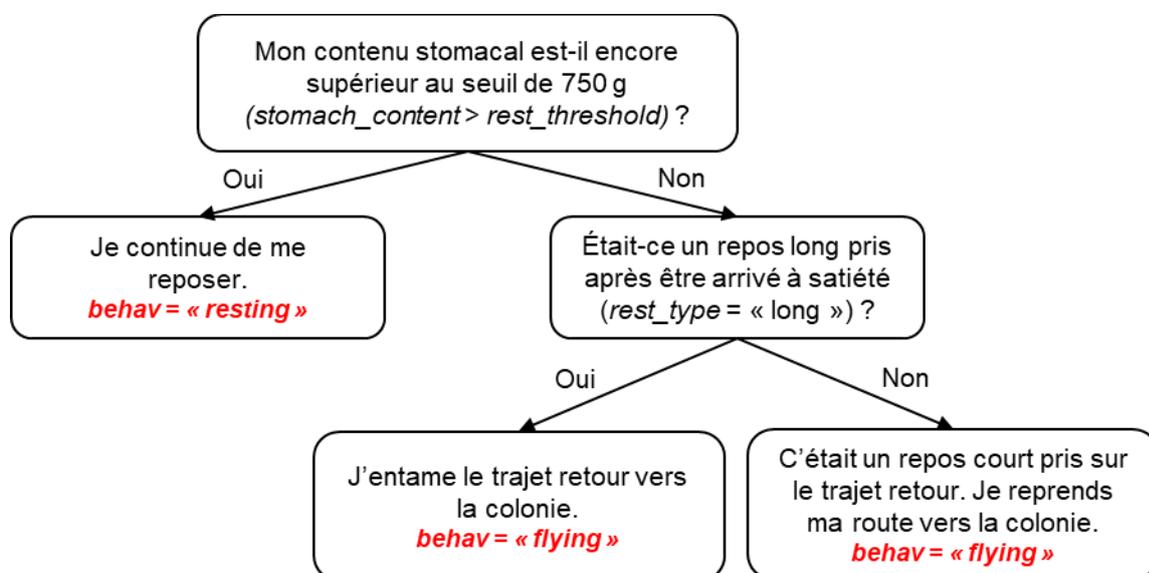


* La probabilité de s'arrêter pour pêcher est multipliée par 0,8 lorsque les adultes ne sont pas encore arrivés sur leur site d'alimentation (trajet aller) et une fois qu'ils rentrent à la colonie après avoir rempli leurs besoins (trajet retour).

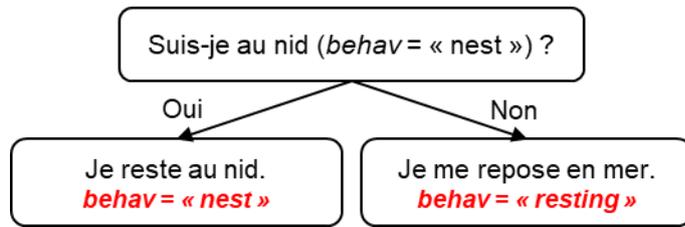
Si je suis en recherche alimentaire (*behav* = "foraging") :



Si je suis au repos (behav = "resting") :



Si c'est la nuit (day_night = "night") :



Références

- Beal, M., Oppel, S., Handley, J., Pearmain, E. J., Morera-Pujol, V., Carneiro, A. P. B., Davies, T. E., Phillips, R. A., Taylor, P. R., Miller, M. G. R., Franco, A. M. A., Catry, I., Patrício, A. R., Regalla, A., Staniland, I., Boyd, C., Catry, P., & Dias, M. P. (2021). track2KBA: An R package for identifying important sites for biodiversity from tracking data. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(12), 2372-2378. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13713>
- Benhamou, S. (2011). Dynamic Approach to Space and Habitat Use Based on Biased Random Bridges. *PLoS ONE*, 6(1), e14592. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014592>
- Bernard, A., Rodrigues, A. S. L., Cazalis, V., & Grémillet, D. (2021). Toward a global strategy for seabird tracking. *Conservation Letters*, 14(3), e12804. <https://doi.org/10.1111/conl.12804>
- Best, B. D., & Halpin, P. N. (2019). Minimizing wildlife impacts for offshore wind energy development: Winning tradeoffs for seabirds in space and cetaceans in time. *PLOS ONE*, 14(5), e0215722. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215722>
- BirdLife International. (2022). *State of the World's Birds 2022: Insights and solutions for the biodiversity crisis*. Cambridge, UK: BirdLife International. <https://www.birdlife.org/papers-reports/state-of-the-worlds-birds-2022/>
- Bolton, M., Conolly, G., Carroll, M., Wakefield, Ewan. D., & Caldow, R. (2019). A review of the occurrence of inter-colony segregation of seabird foraging areas and the implications for marine environmental impact assessment. *Ibis*, 161(2), 241-259. <https://doi.org/10.1111/ibi.12677>
- Boyd, C., Grünbaum, D., Hunt, G. L., Punt, A. E., Weimerskirch, H., & Bertrand, S. (2016). Effects of variation in the abundance and distribution of prey on the foraging success of central place foragers. *Journal of Applied Ecology*, 54(5), 1362-1372. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12832>
- 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), e106366. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106366>
- Brander, K. M. (2007). Global fish production and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(50), 19709-19714. <https://doi.org/10.1073/pnas.0702059104>
- Brown, S., & Stillman, R. A. (2021). Evidence-based conservation in a changing world: Lessons from waterbird individual-based models. *Ecosphere*, 12(7), e03632. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3632>
- 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 Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198506492.001.0001>
- Busch, M., & Garthe, S. (2016). Approaching population thresholds in presence of uncertainty: Assessing displacement of seabirds from offshore wind farms. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 31-42. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.08.007>
- Busch, M., Buisson, R., Barrett, Z., Davies, S., Rehfish, M. (2015). *Review of the Habitat Loss Method for Assessing Displacement Impacts from Offshore Wind Farms* (JNCC Report No. 551). <https://data.jncc.gov.uk/data/f14d5e73-07ac-4705-b6da-1f3ec800e1ad/JNCC-Report-551-FINAL-WEB.pdf>
- Calenge, C. (2006). The package "adehabitat" for the R software: A tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197(3), 516-519. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.03.017>
- Carneiro, A. P. B., Pearmain, E. J., Oppel, S., Clay, T. A., Phillips, R. A., Bonnet-Lebrun, A.-S., Wanless, R. M., Abraham, E., Richard, Y., Rice, J., Handley, J., Davies, T. E., Dille, B. J., Ryan, P. G., Small, C., Arata, J., Arnould, J. P. Y., Bell, E., Bugoni, L., ... Dias, M. P. (2020). A framework for mapping the distribution

of seabirds by integrating tracking, demography and phenology. *Journal of Applied Ecology*, 57(3), 514-525. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13568>

- Chambert, T., Besnard, A. (2021). *Evaluer l'impact démographique des collisions aviaires avec les éoliennes. Synthèse des connaissances et recommandations méthodologiques*. <https://mape.cnrs.fr/wp-content/uploads/2021/12/Chambert-Besnard-projet-MAPE-2021-Evaluer-limpact-demographique-des-collisions-aviaires-avec-les-eoliennes.pdf>
- CNPN. (2021). *Autosaisine du CNPN sur le développement de l'énergie offshore en France et ses impacts sur la biodiversité, le patrimoine naturel et les paysages*. https://www.avis-biodiversite.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/2021-17_avis_autosaisine_cnPN_eolien_offshore_france_du_06_juillet_2021.pdf
- Coates, D. A., Kapasakali, D.-A., Vincx, M., & Vanaverbeke, J. (2016). Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, 179, 131-138. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.02.019>
- Commission européenne. (2020). *Une stratégie de l'UE pour exploiter le potentiel des énergies renouvelables en mer en vue d'un avenir neutre pour le climat* (COM(2020) 741 final). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0741>
- Commission européenne. (2023). *Réaliser les ambitions de l'UE en matière d'énergies renouvelables en mer* (COM/2023/668 final). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:52023DC0668>
- Cook, A. S. C. P., Humphreys, L., Masden, E., & Burton, N. H. K. (2014). *The avoidance rates of collision between birds and offshore turbines*. Marine Science Scotland. <https://data.marine.gov.scot/dataset/avoidance-rates-collision-between-birds-and-offshore-turbines/resource/c38cf8f8-6224-4c9a>
- Cook, A. S. C. P., Humphreys, E. M., Bennet, F., Masden, E. A., & Burton, N. H. K. (2018). Quantifying avian avoidance of offshore wind turbines: Current evidence and key knowledge gaps. *Marine Environmental Research*, 140, 278-288. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.06.017>
- Cooper, J. (1978). Energetic requirements for growth and maintenance of the cape gannet. *Zoologica Africana*, 13(2), 305-317. <https://doi.org/10.1080/00445096.1978.11447631>
- Corman, A.-M., Mendel, B., Voigt, C. C., & Garthe, S. (2016). Varying foraging patterns in response to competition? A multicolony approach in a generalist seabird. *Ecology and Evolution*, 6(4), 974-986. <https://doi.org/10.1002/ece3.1884>
- Courbin, N., Dortel, E., Grémillet, D., Lebreton, J.-D., & Besnard, A. (2022). Note sur la démographie pour une aide à la gestion et à la conservation des populations d'oiseaux marins nicheurs du littoral français métropolitain. *Naturae*, 16. <https://doi.org/10.5852/naturae2022a16>
- Courbin, N., Besnard, A., & Grémillet, D. (2024). Transnational mortality from Spanish longline fisheries bycatch is shaping the decline of a vulnerable French seabird. *Biological Conservation*, 293, 110597. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110597>
- Croll, D. A., Ellis, A. A., Adams, J., Cook, A. S. C. P., Garthe, S., Goodale, M. W., Hall, C. S., Hazen, E., Keitt, B. S., Kelsey, E. C., Leirness, J. B., Lyons, D. E., McKown, M. W., Potiek, A., Searle, K. R., Soudijn, F. H., Rockwood, R. C., Tershy, B. R., Tinker, M., ... Zilliacus, K. (2022). Framework for assessing and mitigating the impacts of offshore wind energy development on marine birds. *Biological Conservation*, 276, 109795. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109795>
- De Grissac, S., Jiguet, F. (2023). *MIGRATLANE - Caractérisation de l'utilisation de l'arc Atlantique Nord-Est par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires : synthèse bibliographique. Lot 2 - Télémétrie sur les migrateurs terrestres et oiseaux marins. Rapport pour l'OFB. 112 pp. Non publié*
- DeAngelis, D. L., & Grimm, V. (2014). Individual-based models in ecology after four decades. *F1000Prime Reports*, 6. <https://doi.org/10.12703/P6-39>

- Degraer, S., Carey, D. A., Coolen, J. W. P., Hutchison, Z. L., & Kerckhof, F. (2020). Offshore Wind Farm Artificial Reefs Affect Ecosystem Structure and Functioning: A Synthesis. *Oceanography*, 33(4), 48-57. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.405>
- Dias, M. P., Martin, R., Pearmain, E. J., Burfield, I. J., Small, C., Phillips, R. A., Yates, O., Lascelles, B., Borboroglu, P. G., & Croxall, J. P. (2019). Threats to seabirds: A global assessment. *Biological Conservation*, 237, 525-537. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.033>
- 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.2016.08.016>
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Duffy, J. E., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N. N., Sydeman, W. J., & Talley, L. D. (2012). Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 4(Volume 4, 2012), 11-37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>
- 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.2006.00516.x>
- Enstipp, M. R., Daunt, F., Wanless, S., Humphreys, E. M., Hamer, K. C., Benvenuti, S., Gremillet, D. (2006). Foraging energetics of North Sea birds confronted with fluctuating prey availability. In: Boyd, S., Wanless, S., Camphuysen, C.J., (eds.) *Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management*. Cambridge, Cambridge University Press, 191-210. <https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/3040/>
- Ford, R. G., Ainley, D. G., Brown, E. D., Suryan, R. M., & Irons, D. B. (2007). A spatially explicit optimal foraging model of Black-legged Kittiwake behavior based on prey density, travel distances, and colony size. *Ecological Modelling*, 204(3-4), 335-348. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.01.010>
- Fox, A. D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T. K., & Krag Petersen, I. (2006). Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis*, 148(s1), 129-144. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00510.x>
- Fox, A., & Petersen, I. (2019). Offshore wind farms and their effects on birds. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift*, 113, 86-101. <https://pub.dof.dk/artikler/454/download/doft-113-2019-86-101-havvindmoeller-og-deres-paavirkning-af-fugle>
- 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, 56-66. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.025>
- Galparsoro, I., Menchaca, I., Garmendia, J. M., Borja, Á., Maldonado, A. D., Iglesias, G., & Bald, J. (2022). Reviewing the ecological impacts of offshore wind farms. *Npj Ocean Sustainability*, 1(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s44183-022-00003-5>
- Garthe, S., Gremillet, D., & Furness, R. (1999). At-sea-activity and foraging efficiency in chick-rearing northern gannets *Sula bassana*: a case study in Shetland. *Marine Ecology Progress Series*, 185, 93-99. <https://doi.org/10.3354/meps185093>
- Garthe, S., Ludynia, K., Hüppop, O., Kubetzki, U., Meraz, J. F., & Furness, R. W. (2012). Energy budgets reveal equal benefits of varied migration strategies in northern gannets. *Marine Biology*, 159(9), 1907-1915. <https://doi.org/10.1007/s00227-012-1978-6>
- Garthe, S., Schwemmer, H., Peschko, V., Markones, N., Müller, S., Schwemmer, P., & Mercker, M. (2023). Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. *Scientific Reports*, 13(1), 4779. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31601-z>
- Ghislain, D., Sophie, L., & Olivier, V. C. (2020). *Guide méthodologique des campagnes d'observation aérienne de la mégafaune marine, Programmes REMMOA (Ostre-mer) & SAMM (France métropole)*.

- Grecian, W. J., Lane, J. V., Michelot, T., Wade, H. M., & Hamer, K. C. (2018). Understanding the ontogeny of foraging behaviour: Insights from combining marine predator bio-logging with satellite-derived oceanography in hidden Markov models. *Journal of The Royal Society Interface*, 15(143), 20180084. <https://doi.org/10.1098/rsif.2018.0084>
- 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., Pichegru, L., Siorat, F., & Georges, J. (2006). Conservation implications of the apparent mismatch between population dynamIc and foraging effort in French northern gannets from the English Channel. *Marine Ecology Progress Series*, 319, 15-25. <https://doi.org/10.3354/meps319015>
- Grémillet, D., Péron, C., Kato, A., Amélineau, F., Ropert-Coudert, Y., Ryan, P. G., & Pichegru, L. (2016). Starving seabirds: Unprofitable foraging and its fitness consequences in Cape gannets competing with fisheries in the Benguela upwelling ecosystem. *Marine Biology*, 163(2), 35. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2798-2>
- Grimm, V., & Railsback, S. F. (2005). Individual-based modeling and ecology: (STU-Student edition). Princeton University Press. <https://www.jstor.org/stable/j.ctt5hnhk8>
- Grimm, V., Berger, U., DeAngelis, D. L., Polhill, J. G., Giske, J., & Railsback, S. F. (2010). The ODD protocol: A review and first update. *Ecological Modelling*, 221(23), 2760-2768. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.08.019>
- Harrison, X. A., Blount, J. D., Inger, R., Norris, D. R., & Bearhop, S. (2011). Carry-over effects as drivers of fitness differences in animals. *Journal of Animal Ecology*, 80(1), 4-18. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01740.x>
- Humphreys, E. M., Cook, A. S. C. P., & Burton, N. H. (2015). *Collision, displacement and barrier effect concept note* (BTO Research Report No. 669). <https://tethys.pnnl.gov/publications/collision-displacement-barrier-effect-concept-note>
- IEA. (2019). *Offshore Wind Outlook 2019*. International Energy Agency (IEA). <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2019>
- IEA. (2024). *World Energy Outlook 2024*. International Energy Agency (IEA). <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2024>
- Inger, R., Attrill, M. J., Bearhop, S., Broderick, A. C., James Grecian, W., Hodgson, D. J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S. C., Witt, M. J., & Godley, B. J. (2009). Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology*, 46(6), 1145-1153. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01697.x>
- IPCC. (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. (S. 35–115). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-978929169164>
- Jackson, S. (1992). Do seabird gut sizes and mean retention times reflect adaptation to diet and foraging method? *Physiological Zoology*, 65(3), 674-697. <https://doi.org/10.1086/physzool.65.3.30157976>
- JNCC [Joint Nature Conservation Committee]. (2015). *Seabird Displacement Impacts from Offshore Wind Farms: report of the MROG Workshop, 6-7th May 2015* (JNCC Report No. 568). <https://hub.jncc.gov.uk/assets/d3fd4ed1-4aab-44d6-9a05-472f766adc97>
- JNCC [Joint Nature Conservation Committee]. (2022). *Joint SNCB Interim Displacement Advice Note*. <https://hub.jncc.gov.uk/assets/9aecb87c-80c5-4cfb-9102-39f0228dcc9a>

- Jørgensen, S. E., & Fath, B. D. (2011). Individual-based models. In *Developments in Environmental Modelling* (Vol. 23, pp. 291-308). Elsevier. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780444535672000090?via%3Dihub>
- Kaiser, M. J., Elliott, A., Galanidi, M., Rees, E. I. S., Caldow, R. W. G., Stillman, R. A., ... & Showler, D. (2002). Predicting the displacement of common scoter *Melanitta nigra* from benthic feeding areas due to offshore windfarms. *Cowrie-Ben-03-2002*, 1-9. <https://tethys.pnnl.gov/publications/predicting-displacement-common-scoter-melanitta-nigra-benthic-feeding-areas-due>
- Kays, R., Crofoot, M. C., Jetz, W., & Wikelski, M. (2015). Terrestrial animal tracking as an eye on life and planet. *Science*, 348(6240), aaa2478. <https://doi.org/10.1126/science.aaa2478>
- Krijgsveld, K. L. (2014). Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. *Overview of knowledge including effects of configuration. Rapport Bureau Waardenburg*, 13-268. <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Kaiser-et-al-2002.pdf>
- Lamb, J., Gulka, J., Adams, E., Cook, A., & Williams, K. A. (2024). A synthetic analysis of post-construction displacement and attraction of marine birds at offshore wind energy installations. *Environmental Impact Assessment Review*, 108, 107611. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2024.107611>
- 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.dsr2.2016.06.012>
- Lane, J. V., Pollock, C. J., Jeavons, R., Sheddan, M., Furness, R. W., & Hamer, K. C. (2021). Post-fledging movements, mortality and migration of juvenile northern gannets. *Marine Ecology Progress Series*, 671, 207-218. <https://doi.org/10.3354/meps13804>
- Langhamer, O. (2012). Artificial reef effect in relation to offshore renewable energy conversion: State of the art. *The Scientific World Journal*, 2012, 1-8. <https://doi.org/10.1100/2012/386713>
- Langton, R., Davies, I. M., & Scott, B. E. (2014). A simulation model coupling the behaviour and energetics of a breeding central place forager to assess the impact of environmental changes. *Ecological Modelling*, 273, 31-43. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.10.030>
- Lascelles, B. G., Taylor, P. R., Miller, M. G. R., Dias, M. P., Opper, S., Torres, L., Hedd, A., Le Corre, M., Phillips, R. A., Shaffer, S. A., Weimerskirch, H., & Small, C. (2016). Applying global criteria to tracking data to define important areas for marine conservation. *Diversity and Distributions*, 22(4), 422-431. <https://doi.org/10.1111/ddi.12411>
- Layton-Matthews, K.; Buckingham, L.; Critchley, E.; Nilsson, A.; Ollus, V.; Ballesteros, M.; Christensen-Dalsgaard, S.; Dehnhard, N.; Fauchald, P.; Hanssen, F.; Helberg, M.; Masden, E.; May, R.; Sandvik, H.; Tarroux, A.; Reiertsen, T. (2023). *Development of a Cumulative Impact Assessment tool for birds in Norwegian Offshore Waters: Trollvind OWF as a case study* (Report No. 1504-3312). Report by Norwegian Institute for Nature Research (NINA). <https://tethys.pnnl.gov/publications/development-cumulative-impact-assessment-tool-birds-norwegian-offshore-waters>
- Le Bot, T., Lescroël, A., Fort, J., Péron, C., Gimenez, O., Provost, P., & Grémillet, D. (2019). Fishery discards do not compensate natural prey shortage in Northern gannets from the English Channel. *Biological Conservation*, 236, 375-384. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.040>
- Marques, A. T., Batalha, H., & Bernardino, J. (2021). Bird displacement by wind turbines: Assessing current knowledge and recommendations for future studies. *Birds*, 2(4), 460-475. <https://doi.org/10.3390/birds2040034>
- Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., & Furness, R. W. (2010). Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, 60(7), 1085-1091. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.016>

- May, R. F. (2015). A unifying framework for the underlying mechanisms of avian avoidance of wind turbines. *Biological Conservation*, 190, 179-187. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.004>
- McClintock, B. T., & Michelot, T. (2018). momentuHMM: R package for generalized hidden Markov models of animal movement. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(6), 1518-1530. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12995>
- Mendel, B., Kotzerka, J., Sommerfeld, J., Schwemmer, H., Sonntag, N., & Garthe, S. (2014). Effects of the alpha ventus offshore test site on distribution patterns, behaviour and flight heights of seabirds. In Federal Maritime and Hydrographic Agency & N. C. and N. S. Federal Ministry for the Environment (Éds.), *Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus : Challenges, Results and Perspectives* (p. 95-110). Springer Fachmedien. https://doi.org/10.1007/978-3-658-02462-8_11
- Miller, J. A. O., Furness, R. W., Trinder, M., & Matthiopoulos, J. (2019). The sensitivity of seabird populations to density-dependence, environmental stochasticity and anthropogenic mortality. *Journal of Applied Ecology*, 56(9), 2118-2130. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13448>
- Montevecchi, W. A., Ricklefs, R. E., Kirkham, I. R., & Gabaldon, D. (1984). Growth energetics of nestling northern gannets (*Sula bassanus*). *The Auk*, 101(2), 334-341. <https://doi.org/10.1093/auk/101.2.334>
- MTE [Ministère de la Transition Ecologique et solidaire]. (2020). *Stratégie française pour l'énergie et le climat : Programmation pluriannuelle de l'énergie*. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/20200422%20Programmation%20pluriannuelle%20de%20l%27e%CC%81nergie.pdf>
- Nelson, B. (1978). *The gannet*. A&C Black.
- Nelson, E., Caryl, F. and Vallejo, G. (2015). *Analysis of Marine Ecology Monitoring Plan Data – Robin Rigg Offshore Wind Farm. Operational Year Five Technical Report – Ornithological Monitoring*. Unpublished report No. 1101321 by Natural Power Ltd. to E.ON Climate and Renewables Ltd.
- O'Brien, S. H., Cook, A. S. C. P., & Robinson, R. A. (2017). Implicit assumptions underlying simple harvest models of marine bird populations can mislead environmental management decisions. *Journal of Environmental Management*, 201, 163-171. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.037>
- Pennycuik, C. J. (2008). *Modelling the flying bird*. Elsevier.
- Peschko, V., Mendel, B., Mercker, M., Dierschke, J., & Garthe, S. (2021). Northern gannets (*Morus bassanus*) are strongly affected by operating offshore wind farms during the breeding season. *Journal of Environmental Management*, 279, 111509. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111509>
- Pettex, E., Bonadonna, F., Enstipp, M. R., Siorat, F., & Grémillet, D. (2010). Northern gannets anticipate the spatio-temporal occurrence of their prey. *Journal of Experimental Biology*, 213(14), 2365-2371. <https://doi.org/10.1242/jeb.042267>
- Punt, A. E., Siple, M., Francis, T. B., Hammond, P. S., Heinemann, D., Long, K. J., Moore, J. E., Sepúlveda, M., Reeves, R. R., Sigurðsson, G. M., Vikingsson, G., Wade, P. R., Williams, R., & Zerbini, A. N. (2020). Robustness of potential biological removal to monitoring, environmental, and management uncertainties. *ICES Journal of Marine Science*, 77(7-8), 2491-2507. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa096>
- Railsback, S. F., & Grimm, V. (2019). *Agent-Based and Individual-Based Modeling: A Practical Introduction, Second Edition*. Princeton University Press.
- Rehfishch, M., Barrett, Z., Brown, L., Buisson, R., Perez-Dominguez, R. and Clough, S. (2014). Assessing Northern Gannet Avoidance of Offshore Windfarm Wind farms. APEM Ltd, Cambridge. <https://tethys.pnnl.gov/publications/assessing-northern-gannet-avoidance-offshore-windfarms>
- Schippers, P., Buij, R., Schotman, A., Verboom, J., Jeugd, H., & Jongejans, E. (2020). Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. *Ecology and Evolution*, 10(13), 6274-6287. <https://doi.org/10.1002/ece3.6360>

- Searle, K. R. (2018). *Finding out the Fate of Displaced Birds (FCR/2015/19): Scottish Marine and Freshwater Science Vol 9 No 8*. <https://doi.org/10.7489/12118-1>
- Searle, K. R., Butler, A., Mobbs, D., Trinder, M., McGregor, R., Cook, A., ... & Daunt, F. (2022). *Study to examine how seabird collision risk, displacement and barrier effects could be integrated for assessment of offshore wind developments*. Marine Scotland Science. <https://www.gov.scot/publications/study-examine-seabird-collision-risk-displacement-barrier-effects-integrated-assessment-offshore-wind-developments/documents/>
- Secor, D. H., O'Brien, M. H. P., & Bailey, H. (2024). The flyway construct and assessment of offshore wind farm impacts on migratory marine fauna. *ICES Journal of Marine Science*, fsae138. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsae138>
- Skov, H., Leonhard, S.B., Heinänen, S., Zydalis, R., Jensen, N.E., Durinck, J., Johansen, T.W., Jensen, B.P., Hansen, B.L., Piper, W. and Grøn, P.N. (2012). Horns Rev 2 Monitoring 2010-2012. Migrating Birds. Orbicon, DHI, Marine Observers and Biola. Report commissioned by DONG Energy. <https://tethys.pnnl.gov/publications/horns-rev-2-offshore-wind-farm-bird-monitoring-program-2010-2012>
- Skov, H., Heinänen, S., Norman, T., Ward, R.M., Méndez-Roldán, S. and Ellis, I. (2018). ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report – April 2018. The Carbon Trust. United Kingdom, 247. <https://tethys.pnnl.gov/publications/orjip-bird-collision-avoidance-study>
- Soanes, L. M., Arnould, J. P. Y., Dodd, S. G., Sumner, M. D., & Green, J. A. (2013). How many seabirds do we need to track to define home-range area? *Journal of Applied Ecology*, 50(3), 671-679. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12069>
- Stillman, R. A., West, A. D., Goss-Custard, J. D., Caldow, R. W. G., Mcgrorty, S., Durell, S. E. A. L. V. D., Yates, M. G., Atkinson, P. W., Clark, N. A., Bell, M. C., Dare, P. J., & Mander, M. (2003). An individual behaviour-based model can predict shorebird mortality using routinely collected shellfishery data. *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 1090-1101. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00853.x>
- Stillman, R. A., & Goss-Custard, J. D. (2010). Individual-based ecology of coastal birds. *Biological Reviews*, 85(3), 413-434. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00106.x>
- Thaxter, C. B., Lascelles, B., Sugar, K., Cook, A. S. C. P., Roos, S., Bolton, M., Langston, R. H. W., & Burton, N. H. K. (2012). Seabird foraging ranges as a preliminary tool for identifying candidate Marine Protected Areas. *Biological Conservation*, 156, 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.009>
- Thaxter, C. B., Ross-Smith, V. H., Clark, J. A., Clark, N. A., Conway, G. J., Masden, E. A., Wade, H. M., Leat, E. H. K., Gear, S. C., Marsh, M., Booth, C., Furness, R. W., Votier, S. C., & Burton, N. H. K. (2016). Contrasting effects of GPS device and harness attachment on adult survival of Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* and Great Skuas *Stercorarius skua*. *Ibis*, 158(2), 279-290. <https://doi.org/10.1111/ibi.12340>
- van Kooten, T., Soudijn, F., Tulp, I., Chen, C., Benden, D., & Leopold, M. (2019). *The consequences of seabird habitat loss from offshore wind turbines, version 2: Displacement and population level effects in 5 selected species (Research report C063/19)*. <https://doi.org/10.18174/496173>
- Vanermen, N., Onkelinx, T., Courtens, W., Van de walle, M., Verstaete, H., Stienen, E.W.M. (2014). Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia*, 756, 51-61. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-014-2088-x>
- Vanermen, N., Courtens, W., Van de walle, M., Verstraete, H. and Stienen, E.W.M. (2016). *Seabird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. Updated results for the Bligh Bank and first results for the Thorntonbank*. Instituut voor Natuur – en Bosonderzoek. https://www.researchgate.net/publication/304624742_Seabird_monitoring_at_offshore_wind_farms_in_the_Belgian_part_of_the_North_Sea_-_Updated_results_for_the_Bligh_Bank_first_results_for_the_Thorntonbank

- Vanermen, N., Courtens, W., Van De Walle, M., Verstraete, H., & Stienen, E. (2017). *Seabird monitoring at the Thorntonbank offshore wind farm: Updated seabird displacement results & an explorative assessment of large gull behavior inside the wind farm area*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://doi.org/10.21436/inbor.13185344>
- Wade, P. R. (1998). Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 14(1), 1-37. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1998.tb00688.x>
- Wanless, S., & Okill, J. D. (1994). Body measurements and flight performance of adult and juvenile gannets *morus bassanus*. *Ringing & Migration*, 15(2), 101-103. <https://doi.org/10.1080/03078698.1994.9674081>
- Warwick-Evans, V., Atkinson, P., Gauvain, R., Robinson, L., Arnould, J., & Green, J. (2015). Time-in-area represents foraging activity in a wide-ranging pelagic forager. *Marine Ecology Progress Series*, 527, 233-246. <https://doi.org/10.3354/meps11262>
- Warwick-Evans, V., Atkinson, P. W., Walkington, I., & Green, J. A. (2018). Predicting the impacts of wind farms on seabirds: An individual-based model. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 503-515. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12996>
- Wood, K. A., Stillman, R. A., & Goss-Custard, J. D. (2015). Co-creation of individual-based models by practitioners and modellers to inform environmental decision-making. *Journal of Applied Ecology*, 52(4), 810-815. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12419>
- Woodward, I. D., Thaxter, C. B., Owen, E., Bolton, M., Ward, R. M., & Cook, A. S. C. P. (2024). The value of seabird foraging ranges as a tool to investigate potential interactions with offshore wind farms. *Ocean & Coastal Management*, 254, 107192. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2024.107192>



RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE

*Liberté
Égalité
Fraternité*

