



HAL
open science

Note on demography to assist in the management and conservation of breeding seabird populations along the French mainland coast

Nicolas Courbin, Emmanuelle Dortel, David Grémillet, Jean-dominique Lebreton, Aurélien Besnard

► To cite this version:

Nicolas Courbin, Emmanuelle Dortel, David Grémillet, Jean-dominique Lebreton, Aurélien Besnard. Note on demography to assist in the management and conservation of breeding seabird populations along the French mainland coast. *Naturae*, 2022, 2022 (16), pp.285-296. 10.5852/naturae2022a16 . hal-04254279

HAL Id: hal-04254279

<https://hal.science/hal-04254279>

Submitted on 25 Oct 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

**Note sur la démographie pour une aide à la gestion et à la conservation des populations
d'oiseaux marins nicheurs du littoral français métropolitain**

**Note on demography to assist in the management and conservation of breeding seabird
populations along the French mainland coast**

Nicolas Courbin

Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE), Université de Montpellier, CNRS,
EPHE, IRD, Montpellier, France

ncourbin@gmail.com

Emmanuelle Dortel

Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE), Université de Montpellier, CNRS,
EPHE, IRD, Montpellier, France

emmanuelle.dortel@gmail.com

David Grémillet

Centre d'Etudes Biologique de Chizé (CEBC), CNRS - La Rochelle Université, Villiers-en-
Bois, France

david.gremillet@cebc.cnrs.fr

Jean-Dominique Lebreton

Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE), Université de Montpellier, CNRS,
EPHE, IRD, Montpellier, France

jean-dominique.lebreton@cefe.cnrs.fr

Aurélien Besnard

Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE), Université de Montpellier, CNRS,

EPHE-PSL Université, IRD, Montpellier, France

aurelien.besnard@cefe.cnrs.fr

Auteur correspondant : Nicolas Courbin

RÉSUMÉ (200-250 mots)

Nous présentons un cadre de réflexion général se basant sur la démographie des populations d'oiseaux marins afin d'identifier des leviers de gestion pertinents pour leur conservation. Après avoir rappelé l'influence des traits d'histoire de vie sur la démographie, nous avons synthétisé les paramètres démographiques connus pour 27 des 28 espèces d'oiseaux marins nicheurs en France. Toutes ces espèces ont une importante longévité (10 à plus de 50 ans) due à une survie adulte élevée (attendue > 0.90), une maturité sexuelle différée (2 à 9 ans), et une fécondité faible à moyenne (~ 1 à 3 œufs). Le taux de croissance de ces populations est ~ 10 fois plus influencé par le taux de survie adulte que par des changements dans les paramètres reproducteurs, bien que les espèces les plus fécondes puissent compenser en partie une faible survie adulte. C'est ce que nous démontrons en modélisant la dynamique de population de deux espèces aux trait d'histoire de vie contrastés. Modifier la trajectoire des populations par des actions de gestion améliorant la fécondité localement n'est possible que si le succès reproducteur est déjà faible et si l'amélioration est forte. Finalement, la conservation des oiseaux marins nicheurs français devrait reposer essentiellement sur des actions favorisant la survie adulte. Cependant, les risques de mortalité identifiés sont

globalement liés aux captures accidentelles, aux collisions avec les éoliennes et à l'appauvrissement de la ressource, largement hors du cadre d'actions des gestionnaires locaux. Des mesures coordonnées au niveau régional, national et international améliorant la survie des espèces s'imposent.

MOTS CLÉS

Espèce longévive, menaces anthropiques, mesures de gestion, stratégie démographique, survie adulte.

ABSTRACT (+détaillé que le français)

The intent of this note is to present a general framework based on the demography of seabird populations in order to identify relevant management leverages for their conservation. First, we reviewed the influence of life history traits on demography and presented the demographic drivers expected along the slow-fast continuum hypothesis. Then, we summarized the known demographic parameters for 27 of the 28 seabird species breeding in France. All these species are on the slow extremity of the slow-fast continuum and have a long life span (10 to over 50 years) linked to a high adult survival (expected > 0.90), delayed sexual maturity (2 to 9 years), and low to medium fecundity (~1 to 3 eggs). The growth rate of these populations is ~10 times more influenced by adult survival than by changes in reproductive parameters, although the most fecund species (cormorants, gulls and terns) may partly compensate for low adult survival. We demonstrate this by modelling the population dynamics of two species with contrasting life history traits, a very long-lived and few productive species, the Scopoli's shearwater (*Calonectris diomedea* Scopoli, 1769), and a less long-lived and very fecund species, the European shag (*Gulosus aristotelis* Linnaeus, 1761). Modifying the trajectory of populations through management actions that improve

fecundity locally is only possible if reproductive success is already low and if the improvement is strong. Finally, the conservation of French breeding seabirds should be based essentially on actions that favor adult survival. However, the risks of mortality identified are globally linked to accidental captures, oil spills, collisions with wind turbines and the depletion of the resource, largely outside the scope of actions by local managers. Migratory species also face human disturbances at-sea off foreign countries. Coordinated measures at regional, national and international level to improve the survival of the species are needed.

KEYWORDS

Long-lived species, anthropic threats, management measures, demographic strategy, adult survival.

La dynamique de population est dépendante des traits d'histoire de vie

Les espèces d'oiseaux et de mammifères présentent une grande diversité de traits d'histoire de vie (croissance, reproduction et survie), qui s'échelonnent le long d'un gradient lent-rapide d'histoires de vie (Stearns 1983 ; Gaillard et al. 1989 ; Promislow & Harvey 1990). Les espèces dites *rapides* sont caractérisées par une maturité sexuelle précoce, une forte fécondité et la production de nombreux jeunes à chaque évènement de reproduction, de faibles taux de survie et par conséquent une courte durée de vie. À l'extrémité *lente* du gradient, on retrouve les espèces longévives, à maturité sexuelle tardive, à faible fécondité, produisant généralement un seul jeune par évènement de reproduction, et caractérisées par des probabilités de survie juvénile, immatures et adulte élevées. La position des espèces le long du gradient d'histoires de vie est corrélée avec leur temps de génération (Gaillard et al. 2005) et le ratio entre le taux de fécondité et l'âge à la première reproduction (Oli & Dobson

2003). Elle est aussi fortement corrélée à la masse corporelle et à la phylogénie mais l'existence de ce continuum persiste après prise en compte de ces deux éléments (Gaillard et al. 2016).

Pour les populations d'espèces dites *rapides*, le taux de croissance de la population, généralement noté λ en dynamique des populations, est très fortement influencé par des variations des paramètres reproducteurs (âge à la première reproduction et taux de fécondité) et il est peu impacté par les variations des taux de survie (Lebreton & Clobert 1991). Au contraire, dans les populations d'espèces dites *lentes*, λ est largement influencé par les taux de survie juvénile et adulte, et peu par des changements dans les paramètres reproducteurs (Lebreton & Clobert 1991). En se basant sur la comparaison de 138 populations de mammifères, Oli (2004) a empiriquement confirmé ces prédictions. Les populations d'espèces *lentes* sont aussi souvent caractérisées par un taux de survie adulte relativement stable entre les années (hypothèse de canalisation des traits ayant le plus d'impact sur la dynamique des populations, Gaillard et al. 1998), mais par une forte variabilité inter-annuelle du taux de survie juvénile, due à des processus stochastiques (ex. des fluctuations environnementales) ou de la densité-dépendance (Gaillard et al. 1998).

Les stratégies démographiques des oiseaux marins nicheurs du littoral français

D'après le 5^{ème} recensement national des oiseaux marins nicheurs en France métropolitaine conduit de 2009 à 2012, il y a 28 espèces d'oiseaux marins nicheurs, dont 24 espèces littorales (Cadiou et al. 2015). Ces espèces se reproduisent, la plupart du temps, en colonie et sont très fidèles à leur site de reproduction (elles reviennent nicher sur la même colonie d'année en année, voire sur leur colonie de naissance). D'un point de vue démographique, les oiseaux marins nicheurs du littoral français sont généralement des espèces présentant une stratégie *lente* caractérisée par (Tableau 1) :

- une importante longévité, avec un gradient allant de 10 ans à plus de 50 ans ;
- une maturité sexuelle différée : allant de 2-3 à 5-6 ans et même jusqu'à 9 ans, avec un âge de recrutement augmentant généralement avec la longévité de l'espèce ;
- une fécondité faible à moyenne: 1 seul œuf pour les espèces plus longévives, mais certaines espèces en produisent plusieurs, 2-3 chez les mouettes et goélands, jusqu'à 6 chez les cormorans ;
- des probabilités de survie adultes interannuelles élevées (attendu $> 0,90$ à $> 0,95$ selon les espèces).

Bien que toutes ces espèces d'oiseaux marins nicheurs du littoral français soient longévives, on peut les hiérarchiser selon un gradient de stratégies de reproduction associé à un investissement plus ou moins important dans la productivité ou la survie adulte. Un premier groupe d'espèce composé par le fulmar boréal (*Fulmarus glacialis* Linnaeus, 1761), les puffins, l'océanite tempête (*Hydrobates pelagicus* Linnaeus, 1758), le fou de Bassan (*Morus bassanus* Linnaeus, 1758), le guillemot de Troïl (*Uria aalge* Pontoppidan, 1763), le pingouin torda (*Alca torda* Linnaeus, 1758) et le macareux moine (*Fratercula arctica* Linnaeus, 1758), est constitué d'espèces très longévives (20-30 ans), qui se reproduisent pour la première fois tardivement (4 à 9 ans), et pondent un seul œuf par événement de reproduction (Tableau 1). Ces espèces investissent donc peu dans la reproduction mais beaucoup plus dans la croissance et la survie. Au contraire les cormorans, les mouettes, les goélands, les sternes et les guifettes se reproduisent plus tôt (2-3 ans en général), vivent généralement moins longtemps (10-20 ans) et produisent entre 2 à 6 œufs selon les espèces (Tableau 1). Ces espèces investissent donc plus fortement dans la productivité au détriment de la survie, mais restent malgré tous des espèces dans la partie *lente* du gradient lent-rapide d'histoire de vie à l'échelle de l'ensemble des oiseaux.

Étant donné la différence d'investissement dans la reproduction en fonction des espèces d'oiseaux marins, on peut s'attendre à des différences dans l'influence relative des paramètres démographiques sur la dynamique de population. Nous proposons ici d'illustrer ces différences en étudiant l'impact de la modulation des paramètres démographiques (fécondité, survie juvénile et survie adulte) sur la dynamique des populations de deux espèces nichant sur le littoral français et aux histoires de vie contrastées. Nous avons modélisé la dynamique des populations à l'aide de modèles matriciels populationnels (Caswell 2001).

Cas d'une espèce très longévive : le puffin de Scopoli (Calonectris diomedea Scopoli, 1769)

Le puffin de Scopoli est une espèce longévive (20-25 ans) ne produisant qu'un seul œuf par an, et sa population semble stable en Méditerranée (Cadiou et al. 2015). Le cycle de vie de l'espèce (10 stades) et les paramètres démographiques des populations des archipels de Marseille ont été caractérisés dans différentes études de Capture-Marquage-Recapture (Genovart et al. 2017, Courbin et al. 2018a, Fig. 1). Sur le Frioul, le temps de génération estimé est supérieur à 17 ans, le succès reproducteur (nombre de jeune produit par couple reproducteur par an) est de 0,55, le taux de survie annuelle est de 0,45 pour les juvéniles, et de 0,88 pour les immatures et les adultes (Courbin et al. 2018a). Étant donné la faible survie adulte observée (0,88, soit une valeur très inférieure au 0,95 attendue pour une espèce très longévive, e.g. l'albatros à sourcils noirs *Thalassarche melanophris* Temminck, 1828 ; Jenouvrier et al. 2018), associée à une faible productivité, on s'attendrait à un déclin très rapide de la population de puffins. Une forte immigration doit avoir lieu pour expliquer le maintien des populations de Marseille (Courbin et al. 2018a), qui pourrait se combiner à une émigration non-négligeable et des captures accidentelles dans les engins de pêche (pouvant expliquer en partie la faible survie apparente).

L'utilisation d'un modèle matriciel populationnel avec différentes valeurs pour les paramètres démographiques indique, comme attendu pour une espèce très longévive, que la dynamique de population du puffin de Scopoli de l'archipel du Frioul est largement pilotée par la survie adulte et très peu influencée par le succès reproducteur (Fig. 2, voir aussi Courbin et al. 2018a pour les analyses de sensibilité et d'élasticité du λ aux variations des paramètres démographiques). Les variations de la survie juvénile n'affectent aussi que peu la trajectoire de la population. L'augmentation de 1 % du taux de croissance de la population ne nécessite qu'une augmentation de 2 % de la survie adulte, mais une augmentation de 23 % de la survie juvénile ou de la fécondité. Le faible potentiel reproducteur du puffin de Scopoli ne lui permet donc pas de compenser une faible survie adulte (Fig. 2B).

Cas d'une espèce moins longévive : le cormoran huppé (Gulosus aristotelis Linnaeus, 1761)

Le cormoran huppé a une espérance de vie moindre (15 ans) et une plus forte fécondité (1 à 6 œufs par couvée) en comparaison avec le puffin. Il présente une tendance à l'augmentation des effectifs sur les façades Manche-Atlantique et Méditerranée (Cadiou et al. 2015). Le cycle de vie de l'espèce (5 stades), relativement court par rapport à celui du puffin, et les paramètres démographiques de la population de cormorans huppés du Mor Braz en Bretagne ont été caractérisés dans la littérature (Fortin et al. 2003, Genovart et al. 2017, Fig. 3). Le succès reproducteur moyen (fécondité) est de 1,00 (voir 1,50) et présente une forte variabilité inter-annuelle. La survie juvénile est de 0,44, la survie pour la deuxième année est de 0,76, et la survie adulte est de 0,81 (Fortin et al. 2013).

Le modèle matriciel populationnel indique un temps de génération de 7,6 ans pour cette population. L'utilisation de différentes valeurs pour les paramètres démographiques indique, comme attendu pour une espèce relativement moins longévive et avec un plus fort potentiel de productivité, que la dynamique de la population du cormoran huppé du Mor Braz reste

de loin pilotée par la survie adulte mais que la survie juvénile et le succès reproducteur ont une contribution plus importante chez cette espèce que chez les espèces plus longévives comme le puffin (Fig. 4). L'augmentation de 1 % du taux de croissance de la population nécessite une augmentation de 1,3 % de la survie adulte, ou une augmentation de 8 % de la survie juvénile ou de 9 % de la fécondité. La Figure 4B illustre aussi comment le potentiel reproducteur de l'espèce peut théoriquement compenser la mortalité adulte, ce qui est beaucoup plus difficile pour le puffin.

Quelles options pour la gestion et la conservation des populations d'oiseaux marins nicheurs de France ?

L'efficacité des mesures prises par les gestionnaires pour modifier la trajectoire d'une population d'oiseaux marins dépend 1) de la position de l'espèce cible sur le gradient lent-rapide d'histoire de vie et 2) des possibilités du gestionnaire pour influencer sur les paramètres démographiques clés en fonction de l'échelle spatio-temporelle à laquelle les paramètres agissent.

Le principal levier permettant l'augmentation (ou le maintien) des effectifs d'une population d'oiseaux marins nicheurs en France résiderait dans la modification de la survie adulte, et cela quelle que soit l'espèce d'oiseaux marins ciblée. Le potentiel de « compensation » d'une éventuelle source de mortalité additionnelle, par exemple via une amélioration des paramètres reproducteurs, est très limité, sauf pour quelques espèces aux stratégies les moins lentes et si l'amélioration de la reproduction est drastique. Les actions assurant une bonne survie adulte sont donc à privilégier. Des actions locales efficaces peuvent être conduites sur le site de nidification ou dans leur environnement local afin d'améliorer la survie locale. Notamment dans les cas avérés de populations dont les adultes nicheurs sont soumis à une forte prédation par le vison d'Amérique (Craik 1997 ; Barros et

al 2016 ; Jacob & Capoulade 2020) et le chat (Bonnaud et al. 2012), ou à un dérangement important induisant des échecs de reproduction répétés et finalement à la dispersion des adultes. Les espèces envahissantes sont actuellement la principale menace pour les oiseaux marins en termes de nombre d'espèces concernées (165/359, Dias et al. 2019). Des actions pouvant diminuer le dérangement et le risque de dispersion des adultes concernent la dératisation des îles abritant les colonies d'oiseaux marins (Bourgeois et al. 2013 ; Baccetti et al. 2015 ; Graham et al. 2018). Cependant, ces situations restent exceptionnelles et les causes de mortalité sont multiples et interviennent bien souvent hors du site de nidification et/ou en dehors de la période de reproduction (Furness et al. 2013 ; Cortés et al. 2017). Les principales menaces identifiées globalement pour la survie adulte des oiseaux marins en mer proviennent des prises accidentelles par les pêcheries, des changements climatiques avec l'augmentation des conditions météorologiques extrêmes, des marées noires et du développement énergétique offshore (parc éolien offshore) (Croxall et al. 2012 ; Furness et al. 2013 ; Green et al. 2016 ; Cortés et al. 2017 ; Dias et al. 2019 ; Clairbaux et al. 2021), ainsi que de la diminution de la ressource alimentaire qui réduit la condition corporelle des individus (Dias et al. 2019 ; Le Bot et al. 2019). Ce phénomène de compétition avec les pêcheries et d'appauvrissement de la ressource est d'ailleurs un phénomène mondial (Grémillet et al. 2018). En France, de nombreuses captures accidentelles ont été observées (programme OBSMER 2017-2019) mais leur impact est pour le moment difficile à quantifier (Tachaires et Toison 2020). La pollution par les hydrocarbures est la principale cause de mortalité identifiée à partir des cadavres d'oiseaux marins échoués depuis 1969 sur le littoral Manche Mer du Nord et est en déclin depuis 2000 (Petit 2015, Legroux & Pischitta 2018). Cependant la plupart des causes de mortalité des oiseaux échoués sont inconnues et sont probablement liées aux conditions climatiques (p.ex. tempêtes hivernales Atlantique de 2014), captures accidentelles et ingestion de polluants (hydrocarbures, plastiques, Petit 2015,

Legroux & Pischitta 2018). Il n'existe pas de données sur l'impact de l'éolien offshore sur les oiseaux marins en France pour le moment, mais de nombreux programmes sont en cours. L'effet des mortalités additionnelles de type pêche accidentelle ou collision avec des éoliennes est d'autant plus impactant lorsque les populations d'oiseaux marins font face à des fluctuations environnementales importantes (ex. imprévisibilité de la ressource, Miller et al. 2019), comme chez le puffin de Scopoli s'alimentant à partir de ressources peu prévisibles (Courbin et al. 2018b). En outre, il ne faut pas oublier que des populations d'oiseaux marins nichant en France en limite sud (nord) de répartition sont interconnectées avec des populations plus septentrionales (méridionales), et sont donc fortement dépendantes du statut de ces populations, statut potentiellement affecté par le changement climatique.

La mise en œuvre de mesures pour améliorer la survie adulte des espèces longévives dépassent ainsi bien souvent le champ d'action possible des gestionnaires locaux et nécessitent la mise en place d'actions coordonnées au niveau régional, national, voire international. Dans le cas d'espèces migratrices, le problème est lui aussi international car les taux de survie sont également impactés par les conditions environnementales des sites d'hivernage (déplétion de la ressource, prises accidentelles par les grandes pêcheries d'Afrique de l'Ouest, chasse ; Grémillet et al. 2015 ; Grémillet et al. 2018). Le potentiel d'action sur ces perturbations apparaît assez limité, à court terme en tout cas, et relève plus de décisions internationales que d'actions locales mêmes fortes. Dans le cadre d'une perturbation anthropique impactant la survie adulte, comme la mortalité additionnelle induite par les collisions avec des éoliennes ou les prises accidentelles au cours des activités de pêches, il apparaît donc comme prioritaire de favoriser des mesures permettant d'éviter ces mortalités plutôt que de compter sur l'efficacité d'éventuelles mesures compensatoires locales (sensu séquence ERC <https://www.ecologie.gouv.fr/eviter-reduire-et-compenser->

[impacts-sur-lenvironnement](#), Jacob et al. 2014), en particulier si ces mesures visent l'amélioration de la fécondité qui seront très peu efficaces du fait de la stratégie démographique de ces espèces (voir ci-dessous).

Dans le cas des espèces d'oiseaux marins les moins longévives, la productivité peut être cependant un élément important de l'accroissement (ou du déclin) des populations sur lesquelles les gestionnaires peuvent agir plus directement. Il faut cependant un impact globalement dix fois plus important sur la fécondité que sur la survie pour obtenir le même effet sur le taux de croissance. Pour une espèce dont la durée de génération est de l'ordre de 8 ans, la compensation d'un pourcent de mortalité adulte implique une amélioration de 10 % au minimum des paramètres de fécondité. Il peut être de fait pertinent pour ces espèces de favoriser les conditions environnementales du site de reproduction afin d'améliorer leur succès reproducteur. Il faut cependant que ce succès reproducteur soit faible localement pour espérer pouvoir l'améliorer, et il faut que cette amélioration soit forte pour qu'elle ait un impact notable sur la trajectoire de la population visée. Les principales menaces au niveau des sites de reproduction sont souvent liées à la faible disponibilité de sites de nidification, à la prédation des œufs ou des poussins (rats, visons d'Amérique, chats) et aux dérangements humains. L'accroissement des populations peut donc passer par des mesures de réduction locales de ces pressions (contrôle des populations de prédateurs par piégeages chimiques ou mécaniques, diminution de la fréquentation humaine ou ajustement des périodes de fréquentation, amélioration de l'habitat, pose de nids artificiels). Cependant, le succès reproducteur dépend également de la qualité et de la quantité de ressources disponibles lors de l'élevage des jeunes. Les mesures requises pour contrer une éventuelle déplétion de la ressource ne sont généralement pas du ressort du gestionnaire local et nécessitent, là aussi, l'engagement de concertations et de réglementations à plus large échelle. Ainsi les mesures compensatoires d'amélioration du site de reproduction prises localement par les

gestionnaires pour compenser des mortalités additionnelles ne garantissent pas à elles seules l'accroissement ou le maintien des populations d'oiseaux marins ciblées, en particulier chez les espèces très longévives.

Finalement, toutes ces considérations ne s'appliquent pas seulement aux oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine, mais aussi aux oiseaux marins d'Outre-Mer qui constituent également des enjeux majeurs de conservation. Par exemple, de gros efforts ont été réalisés pour réduire les prises accidentelles des pétrels et albatros dans les Terres australes et antarctiques françaises afin d'améliorer la survie adulte (TAAF). Le programme LIFE+ Pétrels à la Réunion 2015-2020 essaie d'endiguer l'extinction de deux espèces de pétrels endémiques en proposant des actions visant à réduire la pollution lumineuse qui désoriente les oiseaux et affecte directement leur survie.

CONCLUSION

En conclusion, toutes les espèces d'oiseaux marins nichant en France se situent à l'extrémité *lente* du gradient lent-rapide de stratégies démographiques. Toutes sont majoritairement sensibles à des altérations de leur survie, bien plus que de leur fécondité. L'amélioration du statut de conservation de ces espèces passe donc, en premier lieu, par une réduction des pressions anthropiques sur la survie adulte via des mesures de gestion opérant à de larges échelles spatio-temporelles, puis par l'amélioration de la fécondité via des mesures locales des gestionnaires lorsque la survie adulte est bonne et que la productivité est faible. Le potentiel de compensation de sources de mortalité additionnelle sur les adultes via des mesures locales sur la reproduction est très limité et ne pourra être efficace que sur quelques espèces et dans le cas d'améliorations drastiques des conditions de reproduction. En conséquence, la conservation des espèces d'oiseaux marins nicheurs du littoral français

requiert de manière urgente la mise en place de mesures régionales, nationales et internationales visant à réduire les pressions sur la survie adulte en mer.

Des organisations internationales de conservation des oiseaux migrateurs (Convention sur la conservation des espèces migratrices, CMS ; Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie, AEWA) mettent en place des actions concertées afin de garantir la conservation de certaines espèces d'oiseaux marins. Cependant les efforts sont encore largement insuffisants pour assurer le devenir des populations d'oiseaux marins nicheuses du littoral français. Il est notamment urgent d'adapter les engins de pêche / palangriers pour réduire les captures accidentelles qui sont un problème majeur avéré le long des côtes espagnoles (Cortés et al. 2017). Les résultats du programme OBSMER 2017-2019 confirme bien l'occurrence de captures accidentelles qui dépendent des techniques de pêche et des espèces d'oiseaux marins (Chabrolle et Toison 2020, Tachouires et Toison 2020). Cependant, les données actuelles ne sont pas suffisantes pour quantifier précisément ce phénomène et la situation Méditerranéenne reste largement méconnue. Un programme d'évaluation d'envergure doit être mené. Les quotas de pêche (taux autorisés de capture, TAC) régis par l'Union européenne afin de limiter la surpêche doivent être uniquement définis sur des bases scientifiques (et non des intérêts commerciaux) et être mieux respectés en Atlantique (Pont et Quentin 2019). La pêche en Méditerranée qui se distingue par l'absence de quotas de pêche (sauf pour deux espèces), représente un enjeu majeur avec 96% des stocks qui sont surexploités, y compris en France (Pont et Quentin 2019). Enfin, le développement éolien offshore flottant est en pleine expansion en Europe et ses effets sur les populations d'oiseaux marins sont encore largement méconnus. Il est primordial de mettre en place un programme international de suivi des effets cumulés du développement éolien offshore à travers l'Europe pour accompagner au mieux son inévitable déploiement.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été financé par le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS). Nous remercions les agents du Parc National des Calanques pour la récolte des données démographiques sur le puffin de Scopoli, opérée dans le cadre du PP380 d'Alain Mante délivré par le CRBPO. Merci à Bernard Cadiou et à un relecteur anonyme pour leur précieux conseils améliorant le manuscrit.

REFERENCES

BACCETTI N., CAPIZZI D. & SPOSIMO P. 2015. – Rat eradications on Italian islands for the conservation of breeding seabirds. *Proceedings of the UNEP-RAC/SPA symposium* pp106-113, Hammamet, Tunisie.

BARROS Á., ROMERO R., MUNILLA I., PÉREZ C. & VELANDO A. 2016. – Behavioural plasticity in nest-site selection of a colonial seabird in response to an invasive carnivore. *Biological Invasions* 18: 3149-3161. doi.org/10.1007/s10530-016-1205-3

BONNAUD E., BERGER G., BOURGEOIS K., LEGRAND J. & VIDAL E. 2012. – Predation by cats could lead to the extinction of the Mediterranean endemic Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* at a major breeding site. *Ibis* 154: 566-577. doi.org/10.1111/j.1474-919X.2012.01228.x

BOURGEOIS K., OUNI R., DROMZÉE S., FOURCY D. & ABIADH A. 2013. – Dramatic increase in the Zembretta yelkouan shearwater breeding population following ship rat eradication spurs interest in managing a 1500-year old invasion. *Biological Invasions* 15: 475-482. doi.org/10.1007/s10530-013-0419-x

CADIOU B. 2001. – The breeding biology of the European Storm-petrel *Hydrobates pelagicus* in Brittany, France. *Atlantic Seabirds* 3: 149-164.

- CADIOU B. & YESOU P. 2006. – Évolution des populations de Goélands bruns, argentés et marins *Larus fuscus*, *L. argentatus*, *L. marinus* dans l'archipel de Molène (Bretagne, France) : bilan de 50 ans de suivi des colonies. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie* 61: 159-173. [\(hal-03529953\)](#)
- CADIOU B., et les coordinateurs. 2015. – 5e recensement des oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (2009-2012). *Ornithos* 22: 233-257.
- CADIOU B. & LEICHER M. 2020. Bilan de l'enquête 2019 sur des colonies témoins de cormorans huppés des sous-régions marines Manche – mer du Nord, mers Celtiques et golfe de Gascogne. Rapport technique, Bretagne Vivante, 13 p.
- CARBONERAS C. 2015. – Bird population dynamics in the wintering season: the case of Mediterranean Gull *Larus melanocephalus*. PhD thesis, University of Barcelona, Barcelona.
- CASWELL H. 2001. – *Matrix population models*. Wiley Online Library.
- CHABROLLE A. & TOISON V. 2020. – Matrice d'interaction entre oiseaux marins et activités de pêche. Rapport technique, OFB, GISOM, 9p.
- CLAIRBAUX M., MATHEWSON P., PORTER W., FORT J., et al. 2021. – North Atlantic winter cyclones starve seabirds. *Current Biology* 31: 3964-3971.e3. doi.org/10.1016/j.cub.2021.06.059.
- CORTÉS V., ARCOS J. M. & GONZÁLEZ-SOLÍS J. 2017. – Seabirds and demersal longliners in the northwestern Mediterranean: factors driving their interactions and bycatch rates. *Marine Ecology Progress Series* 565: 1-16. doi.org/10.1371/journal.pone.0196731
- COURBIN N., GRÉMILLET D. & BESNARD A. 2018a. – Étude de la dynamique des populations de puffins de Scopoli et yelkouans du Parc National des Calanques et du Parc National de Port-Cros. Rapport scientifique, CEFE-CNRS, Montpellier, 107p. doi: 10.13140/RG.2.2.28635.87845

COURBIN N., BESNARD A., PÉRON C., SARAUX C., FORT J., PERRET S., TORNOS J. & GRÉMILLET D. 2018b. – Short-term prey field lability constrains individual specialisation in resource selection and foraging site fidelity in a marine predator. *Ecology Letters* 21: 1043-1054. doi.org/10.1111/ele.12970

CRAIK C. L. I. V. E. 1997. – Long-term effects of North American Mink *Mustela vison* on seabirds in western Scotland. *Bird Study* 44: 303-309. doi.org/10.1080/00063659709461065

CROXALL J. P., BUTCHART S. H., LASCELLES B. E. N., STATTERSFIELD A. J., SULLIVAN B. E. N., SYMES A. & TAYLOR P. 2012. – Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22: 1-34. [doi:10.1017/S0959270912000020](https://doi.org/10.1017/S0959270912000020)

DIAS M. P., MARINT 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. doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.033

DOXA A., BESNARD A., BECHET A., PIN C., LEBRETON J.-D. & SADOUL N. 2013. – Inferring dispersal dynamics from local population demographic modelling: the case of the slender-billed gull in France. *Animal Conservation* 16: 684-693. doi.org/10.1111/acv.12048

FORTIN M., BOST C.-A., MAES P. & BARBRAUD C. 2013. – The demography and ecology of the European shag *Phalacrocorax aristotelis* in Mor Braz, France. *Aquatic Living Resources* 26: 179-185. doi.org/10.1051/alr/2012041

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. doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.025

- FREDERIKSEN M., LEBRETON J.-D. & BREGNBALLE T. 2001. – The interplay between culling and density-dependence in the great cormorant: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology* 38: 617-627. <http://www.jstor.org/stable/827157>
- FREDERIKSEN M., HARRIS M. P. & WANLESS S. 2005. – Inter-population variation in demographic parameters: a neglected subject? *Oikos* 111: 209-214. <https://www.jstor.org/stable/3548689>
- GAILLARD J.-M., PONTIER D., ALLAINÉ D., LEBRETON J.-D., TROUVILLIEZ J. & CLOBERT J. 1989. – An analysis of demographic tactics in birds and mammals. *Oikos* 56: 59-76. doi.org/10.2307/3566088
- GAILLARD J.-M., FESTA-BIANCHET M. & YOCCOZ N. G. 1998. – Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 58-63. [doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01237-8](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01237-8)
- GAILLARD J.-M., YOCCOZ N. G., LEBRETON J. D., BONENFANT C., DEVILLARD S., LOISON A., PONTIER D. & ALLAINÉ D. 2005. – Generation time: a reliable metric to measure life-history variation among mammalian populations. *The American Naturalist* 166: 119-123. DOI: [10.1086/430330](https://doi.org/10.1086/430330)
- GAILLARD J.-M., LEMAÎTRE J.-F., BERGER V., BONENFANT C., DEVILLARD S., DOUHARD M., GAMELON M., PLARD F. & LEBRETON J.-D. 2016. – Life histories, axes of variation in. Dans : *Encyclopedia of Evolutionary Biology*. vol. 2, Kliman R.M. (ed.), pp. 312-323. Academic Press, Oxford.
- GALLIEN F. 2019. Suivi du fulmar boreal en période de reproduction sur des colonies témoins des sous-régions marines Manche – mer du Nord et mers celtiques. Rapport technique, Groupe Ornithologique Normand, 9p.

- GENOVART M., DOAK D. F., IGUAL J.-M., SPONZA S., KRALJ J. & ORO D. 2017. – Varying demographic impacts of different fisheries on three Mediterranean seabird species. *Global Change Biology* 23: 3012-3029. doi.org/10.1111/gcb.13670
- GRAHAM N. A. J., WILSON S. K., CARR P., HOEY A. S., JENNINGS S. & MACNEIL M. A. 2018. Seabirds enhance coral reef productivity and functioning in the absence of invasive rats. *Nature* 559: 250-253. doi.org/10.1038/s41586-018-0202-3
- 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: 1635-1641. doi.org/10.1111/1365-2664.12731
- GRÉMILLET D., PICHEGRU L., SIORAT F. & GEORGES J.-Y. 2006. – Conservation implications of the apparent mismatch between population dynamics and foraging effort in French northern gannets from the English Channel. *Marine Ecology Progress Series* 319: 15-25. DOI:[10.3354/MEPS319015](https://doi.org/10.3354/MEPS319015)
- GRÉMILLET D., PÉRON C., PROVOST P. & LESCROËL A. 2015. – Adult and juvenile European seabirds at risk from marine plundering off West Africa. *Biological Conservation* 182: 143-147. doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.001
- GRÉMILLET D., PONCHON A., PALECZNY M., PALOMARES M.-L. D., KARPOUZI V. & PAULY D. 2018. – Persisting worldwide seabird-fishery competition despite seabird community decline. *Current Biology* 28: 4009-4013. doi.org/10.1016/j.cub.2018.10.051
- HENAUX V., BREGNBALLE T. & LEBRETON J.-D. 2007. – Dispersal and recruitment during population growth in a colonial bird, the great cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Journal of Avian Biology* 38: 44-57. doi: 10.1111/j.2007.0908-8857.03712.x

HORSWILL C. & ROBINSON R. A. 2015. – Review of seabird demographic rates and density dependence. Technical Report 552, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.

ISENMANN P., SADOUL N., WALMSLEY J. & YÉSOU P. 2004. – Mouette mélanocéphale *Larus melanocephalus*. Dans : Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine :1960-2000, Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (eds), pp 92-96, Mèze, Biotop Editions.

JACOB C., QUÉTIER F., ARONSON J., PIOCH S. & LEVREL H. 2014. – Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace : défis et perspectives. *Vertigo* 14: 15385. doi.org/10.4000/vertigo.15385

JACOB Y. (Coord.) . 2021. Sternes nicheuses 2020 du littoral Manche-Atlantique. Rapport de l'observatoire oiseaux marins et côtiers de l'office français de la biodiversité et de l'observatoire régional de l'avifaune de Bretagne. Brest. 63 pages.

JACOB Y. & CAPOULADE M. 2010. – Prédation, compétition spatiale et dérangement interspécifique en baie de Morlaix. Dans : La conservation de la sterne de Dougall, Capoulade M., Quemmerais-Amice G. & Cadiou B. (eds), Actes du séminaire du LIFE « Conservation de la sterne de Dougall en Bretagne ». Penn ar Bed 208: 13-18.

JNCC Joint Nature Conservation Committee.

JENOUVRIER S., DESPREZ M., FAY R., BARBRAUD C., WEIMERSKIRCH H., DELORD K. & CASWELL H. 2018. – Climate change and functional traits affect population dynamics of a long-lived seabird. *Journal of Animal Ecology* 87: 906-920. doi.org/10.1111/1365-2656.12827

KERBIRIOU C., LE VIOL I., BONNET X. & ROBERT A. 2012. – Dynamics of a northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) population at the southern limit of its range in Europe. *Population Ecology* 54: 29-304. DOI 10.1007/s10144-012-0306-9

LAVERS J. L. 2007. – Cumulative mortality and population parameters for a vulnerable seabird, the razorbill *Alca Torda*, in Atlantic Canada. PhD thesis, Memorial University of Newfoundland.

LAVERS J. L. & JONES I. L. 2007. – Impacts of intraspecific kleptoparasitism and diet shifts on razorbill *Alca torda* productivity at the Gannet Islands, Labrador. *Marine Ornithology* 35: 1-7.

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. doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.040

LEBRETON J.-D. & CLOBERT J. 1991. – Bird population dynamics, management, and conservation: the role of mathematical modeling. Dans: Bird population studies: their relevance to conservation and management, Perrins C. M., Lebreton J.-D. & HIRONS G. J. M. (eds), pp. 105-125. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.

LEDWON M., BETLEJA J., STAWARCZYK T. & NEUBAUER G. 2014. – The whiskered tern *Chlidonias hybrida* expansion in Poland: the role of immigration. *Journal of Ornithology* 155: 459-470. doi.org/10.1007/s10336-013-1027-3

LEGROUX N. & PISCHIUTTA R. 2018. – Recensement des oiseaux échoués sur le littoral Nord – Pas-de-Calais. Rapport technique, GON, 17p.

LINARD J.-C. & MONNAT J.-Y. 1990. – Fonctionnement d'une population de goélands marins. Relations avec les populations de goélands argentés et bruns. Rapport SEPNB / SRETIE / MER, 106 p.

MATOVIĆ N., CADIOU B., ORO D. & SANZ-AGUILAR A. 2017. – Disentangling the effects of predation and oceanographic fluctuations in the mortality of two allopatric seabird populations. *Population Ecology* 59: 225-238. doi.org/10.1007/s10144-017-0590-5

MILES W. T. S., MAVOR R., RIDDIFORD N. J., HARVEY P. V., RIDDINGTON R., SHAW D. N., PARNABY D. & REID J. M. 2015. Decline in an Atlantic puffin population: evaluation of magnitude and mechanisms. *PLoS ONE* 10: e0131527. doi.org/10.1371/journal.pone.0131527

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: 2118-2130. doi.org/10.1111/1365-2664.13448

MISSION MIGRATION. 2019. www.migration.net

NAGER R.G. & O'HANLON N. J. 2016. – Changing numbers of three gull species in the British Isles. *Waterbirds* 39: 15-28. doi.org/10.1675/063.039.sp108

NAUGLE D. E. 2004. – Black tern (*Chlidonias niger surinamensis*): a technical conservation assessment. Technical report, USDA Forest Service, Rocky Mountain Region.

NIEL C. & LEBRETON J.-D. 2005. – Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19: 826-835. <https://www.jstor.org/stable/3591072>

OLI M. K. & DOBSON F. S. 2003. – The relative importance of life-history variables to population growth rate: Cole's prediction revisited. *American Naturalist* 161: 422-440. doi: 10.1086/367591

OLI M. K. 2004. – The fast-slow continuum and mammalian life-history patterns: an empirical evaluation. *Basic and Applied Ecology* 5: 449-463.
doi.org/10.1016/j.baae.2004.06.002

PÉRON G., CROCHET P.-A., DOHERTY P. F. & LEBRETON J.-D. 2010. – Studying dispersal at the landscape scale: efficient combination of population surveys and capture-recapture data. *Ecology* 91: 3365-3375. doi: 10.1890/09-1525.1

PETIT L. 2015 – Oiseaux marins : des indicateurs de la qualité du milieu, projet PANACHE, 35p.

PONS J.-M. & MIGOT P. 1995. – Life history strategy of the Herring Gull: variations of the survival and the fecundity parameters of a population under different feeding conditions. *Journal of Animal Ecology* 64: 592-599. DOI:[10.2307/5802](https://doi.org/10.2307/5802)

PONT J.-P. & QUENTIN D. 2019. – Rapport d'information sur une pêche durable pour l'Union européenne. Assemblée Nationale n°2175, Commission des affaires européennes, 123p.

PROMISLOW D. E. L. & HARVEY P. H. 1990. – Living fast and dying young: a comparative analysis of life-history variation among mammals. *Journal of Zoology* 220: 417-437. doi.org/10.1111/j.1469-7998.1990.tb04316.x

QUAINTENNE G. et les coordinateurs-espèce. 2022. – Les oiseaux nicheurs rares et menacés en France en 2020. *Ornithos* 29: 73-111.

RATCLIFFE N., NEWTON S., MORRISON P., MERNE O., CADWALLENDER T. & FREDERIKSEN M. 2008. – Adult survival and breeding dispersal of roseate terns within the Northwest European metapopulation. *Waterbirds* 31: 320-329.
<https://www.jstor.org/stable/25148340>

- ROBINSON R. A. 2010. – Estimating age-specific survival rates from historical ringing data. *Ibis* 152: 651-653. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2010.01032.x
- SAETHER B. E. & BAKKE F. 2000. – Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81: 642-653. [doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0642:ALHVAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0642:ALHVAC]2.0.CO;2)
- SANZ-AGUILAR A., MASSA B., LO VALVO F., ORO D., MINGUEZ E. & TAVECCHIA G. 2009. – Contrasting age-specific recruitment and survival at different spatial scales: a case study with the European storm petrel. *Ecography* 32: 637-646. doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.05596.x
- SCHREIBER E. A. & BURGER J. (eds). 2002. – *Biology of marine birds*. CRC Press, Boca Raton, 722 p.
- SKORKA P., WOJCIK J. D. & MARTYKA R. 2005. – Colonization and population growth of Yellow-legged Gull *Larus cachinnans* in southeastern Poland: causes and influence on native species. *Ibis* 147: 471-482. doi.org/10.1111/j.1474-919X.2005.00415.x
- STEARNS S. C. 1983. – The influence of size and phylogeny on patterns of covariation among life-history traits in mammals. *Oikos* 41: 173-187. doi.org/10.2307/3544261
- SZOSTEK K. L. & BECKER P. H. 2012. – Terns in trouble: demographic consequences of low breeding success and recruitment on a common tern population in the German Wadden Sea. *Journal of Ornithology* 153: 313-326. doi.org/10.1007/s10336-011-0745-7
- TACHOIRES S. & TOISON V. 2020. – Informations sur les captures accidentelles d'oiseaux marins dans les eaux françaises métropolitaines par les navires français. Rapport technique, OFB, 44p.
- TAVECCHIA G., BACCETTI N. & SERRA L. 2006. – Modelling survival and movement probability of Little Tern *Sterna albifrons* at a postbreeding moulting site: the effect of the

colony of origin. Dans : Water-birds around the world, Boere G. C., Galbraith C. A. & Stroud
D. A. (eds), pages 560-561. The Stationery Oce, Edinburgh, UK

LÉGENDES DES FIGURES

Figure 1. Cycle de vie du puffin de Scopoli (recensement en pré-reproduction) utilisé pour modéliser sa dynamique de population (modifié à partir de Genovart et al. 2017). Chaque oiseau correspond à un stade âge-statut reproducteur avec N1 : les juvéniles d'un an ; N2 et N3 : les immatures de 2 et 3 ans ; N4 : les sub-adultes de 4 ans ; N5_{NR} à N7_{NR} : les adultes de 5 à 7 ans non recrutés ; N5_R : les adultes recrutés pour la première fois à 5 ans ; N_R : les adultes reproducteurs expérimentés ou les adultes recrutés pour la première fois à plus de 5 ans ; N_{NR} : les adultes en sabbatique qui se sont déjà reproduit une fois ; P_{R-NR} : la probabilité d'être non reproducteur après avoir été reproducteur (0,14) ; P_{NR-NR} : la probabilité de rester non reproducteur (0,66) ; r5, r6 et r7 : les probabilités d'être recruté à 5, 6 et 7 ans (0,03 ; 0,10 ; 0,23), respectivement, le recrutement est de 1 pour les individus de 8 ans ; S1 : la survie juvénile durant la première année (0,45) ; S2 : la survie des immatures durant leur deuxième et troisième année (0,88) ; S3 : la survie des adultes non reproducteurs (0,88) ; S4 : la survie des adultes reproducteurs âgés de plus de 5 ans (0,88) ; Sb5 : la survie des adultes se reproduisant pour la première fois à 5 ans (0,18) ; f : la fécondité (succès reproducteur, 0,554) ; ρ : le sex-ratio (0,5).

Figure 2. (A) Projections déterministes de la dynamique de population de puffins de Scopoli de l'archipel du Frioul sur 100 ans. Différentes trajectoires de population ont été simulées en augmentant ou en diminuant de 5 % le taux de survie adulte, le taux de survie juvénile ou le taux de fécondité. (B) Taux de croissance hypothétique de la population (λ) estimé pour différentes valeurs de fécondité et de survie adulte. Les survies juvénile et immature sont considérées proportionnelles à la survie adulte, les autres paramètres démographiques

sont considérés constants. Les isolignes indiquent des taux de croissance allant de 0,55 à 1,1, avec un pas de 0,05.

Figure 3. Cycle de vie du cormoran huppé (recensement en pré-reproduction) utilisé pour modéliser sa dynamique de population (modifié à partir de Genovart et al. 2017). Chaque oiseau correspond à un stade âge-statut reproducteur avec N_1 : les juvéniles d'un an ; N_{2NR} : les adultes de 2 ans non recrutés ; N_{2R} : les adultes recrutés pour la première fois à 2 ans ; N_R : les adultes reproducteurs expérimentés ou les adultes recrutés pour la première fois à plus de 2 ans ; N_{NR} : les adultes en sabbatique qui se sont déjà reproduit une fois ; P_{R-NR} : la probabilité d'être non reproducteur après avoir été reproducteur (0,10) ; P_{NR-NR} : la probabilité de rester non reproducteur (0,10) ; r_2 : la probabilité d'être recruté à 2 ans (0,47), le recrutement est de 1 pour les individus de 3 ans ; S_1 : la survie juvénile durant la première année (0,44) ; S_2 : la survie des individus durant leur deuxième année (0,76) ; S_3 : la survie des adultes des individus de plus de 2 ans (0,81) ; f : la fécondité (succès reproducteur) pour les individus de plus de 2 ans (1,00) ; f_2 : la fécondité (succès reproducteur) pour les individus de 2 ans (0,52) ; ρ : le sex-ratio (0,50).

Figure 4. (A) Projections déterministes de la dynamique de population de cormoran huppé du Mor Braz sur 100 ans. Différentes trajectoires de population ont été simulées en augmentant ou en diminuant de 5 % le taux de survie adulte, le taux de survie juvénile ou le taux de fécondité. (B) Taux de croissance hypothétique de la population (λ) estimé pour différentes valeurs de fécondité et de survie adulte. Les survies juvénile et immature sont considérées proportionnelles à la survie adulte, les autres paramètres démographiques sont considérés constants. Les isolignes indiquent des taux de croissance allant de 0,55 à 1,55, avec un pas de 0,05.

Tableau 1. Traits d'histoires de vie et caractéristiques démographiques des populations d'oiseaux marins nicheurs de France. Des résultats provenant de sites d'études situés hors de France sont également mentionnés.

Espèce	Longévité (an) moyenne, max ¹	Couvée (œuf)	Recrutement (an)	Fécondité	Survie juvénile (1ère année)	Survie immature (avant repro)	Survie adulte	Région	Source
Fulmar boréal (<i>Fulmarus glacialis</i> Linnaeus, 1761)	20-30, 44	1	9	0,190- 0,510	-	0,880	0,957	Bretagne/Manche/Mer du Nord	Kerbiriou et al. 2012, Gallien 2019
Puffin de Scopoli (<i>Calonectris diomedea</i> Scopoli, 1769)	20-25	1	5	0,660	0,450	0,880	0,936	Royaume-Uni	Horswill & Robinson 2015
Puffin des Anglais (<i>Puffinus puffinus</i> Brünnich, 1764)	20-25, 51	1	5	0,697	-	-	0,870	Royaume-Uni	Horswill & Robinson 2015
Puffin yelkouan (<i>Puffinus yelkouan</i> Acerbi, 1827)	20, 23	1	4	0,500	0,180	0,825	0,920	France (Ile Riou)	Courbin et al. 2018a
Océanite tempête (<i>Hydrobates pelagicus</i> Linnaeus, 1758)	20, 33	1	4	0,530 0,510	- -	-	0,820 0,735	Bretagne (Molène) Espagne (Côte méditerranéenne)	Cadiou 2001, Matović et al. 2017 Tavecchia et al. 2006, Sanz-Aguilar et al. 2009
Fou de Bassan (<i>Morus bassanus</i> Linnaeus, 1758)	16-20, 37	1	5	0,969- 0,540	0,350	0,880	0,950	Bretagne (Sept-Iles)	Grémillet et al. 2006, Cadiou et al. 2017, Mission Migration 2019 Horswill & Robinson 2015
Guillemot de Troil (<i>Uria aalge</i> Pontoppidan, 1763)	32, 43	1	6	0,672 0,590	0,424 0,560	0,829-0,895 0,854	0,919 0,939	Royaume-Uni Bretagne (Cap Fréhel)	Horswill & Robinson 2015, JNCC Cadiou et al. 2017
Pingouin torda (<i>Alca torda</i> Linnaeus, 1758)	20, 42	1	5	0,630 0,570	- 0,630	- 0,630	0,890 0,895	Canada Royaume-Uni	Lavers 2007, Lavers & Jones 2007 Horswill & Robinson 2015
Macareux moine (<i>Fratercula arctica</i> Linnaeus, 1758)	22, 45	1	6	0,620 0,617	0,780 0,709	- 0,783	0,890 0,906	Iles écossaises Royaume-Uni	Saether & Bakke 2000, Miles et al. 2015 Horswill & Robinson 2015
Grand cormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i> Linnaeus, 1758)	20, 32	4 (3-6)	2	2,500 1,985	0,500 0,540	0,870 0,540	0,900 0,868	Danemark Royaume-Uni	Henaux et al. 2007, Frederiksen et al. 2011 Horswill & Robinson 2015
Cormoran huppé (<i>Gulosus aristotelis</i> Linnaeus, 1761)	15, 31	4 (1-6)	3	1,000- 1,500	0,440	0,760	0,810	Bretagne/Manche	Fortin et al. 2013, Cadiou et Leicher 2020
Mouette tridactyle (<i>Rissa tridactyla</i> Linnaeus, 1758)	21, 28	1-3	3	1,303 0,651- 0,750	0,513 -	0,737 -	0,858 0,804	Royaume-Uni Bretagne	Horswill & Robinson 2015 Frederiksen et al. 2005, Cadiou et al. 2017
Mouette rieuse (<i>Chroicocephalus ridibundus</i> Linnaeus, 1766)	10-15, 33	2-3	2-3	0,690 0,605- 1,732	0,790 0,213	0,854 0,184	0,854 0,860	Royaume-Uni France (Forez)	Horswill & Robinson 2015 Niel & Lebreton 2005, Péron et al. 2010
Mouette melanocéphale (<i>Ichthyæetus melanocephalus</i> Temminck, 1820)	15, 22	2-3	2	0,625 1,000- 1,600	-	-	0,825 -	Royaume-Uni France	Horswill & Robinson 2015 Isenmann et al. 2004

Goéland railleur (<i>Chroicocephalus genei</i> Brème, 1839)	23, 31	2-3	2	0,5-1 0,660	-	-	0,850 0,810	Espagne France (Côte méditerranéennes)	Carboneras 2015 Doxa et al. 2013
Goéland d'Audouin (<i>Ichthyaetus audouinii</i> Payraudeau, 1826)	21, 25	2-3	3	0,380	0,622	0,822	0,892	Espagne	Genovart et al. 2017
Goéland cendré (<i>Larus canus</i> Linnaeus, 1758)	10, 34	3	3	0,543	0,410	0,710	0,828	Royaume-Uni	Horswill & Robinson 2015, JNCC
Goéland brun (<i>Larus fuscus</i> Linnaeus, 1758)	26, 35	3	5	0,530	0,820	0,885	0,885	Royaume-Uni	Horswill & Robinson 2015, Nager & O'Hanlon 2016
Goéland argenté (<i>Larus argentatus</i> Pontoppidan, 1763)	10-20, 35	3	4	0,900- 1,500	-	-	0,881	Bretagne	Pons & Migot 1995, Cadiou et al. 2017
Goéland leucophée (<i>Larus michahellis</i> Naumann, JF, 1840)	10, 20	2-3	5	0,920	0,798	0,834	0,834	Royaume-Uni	Horswill & Robinson 2015
Goéland marin (<i>Larus marinus</i> Linnaeus, 1758)	10-20, 33	3	5	0,740	-	-	0,953	Bretagne (Molène)	Linard & Monnat 1990, Cadiou & Yesou 2006
				1,139			0,930	Royaume-Uni	Horswill & Robinson 2015, Nager & O'Hanlon 2016
Sterne caugek (<i>Thalasseus sandvicensis</i> Latham, 1787)	24, 31	1-2	3-4	0,490- 0,700	0,250	0,830	0,940	Atlantique/Bretagne/Manche/Grande-Bretagne	Robinson 2010, Jacob 2021
			3	0,702	0,358	0,741	0,898	Royaume-Uni	Horswill & Robinson 2015
Sterne de Dougall (<i>Sterna dougallii</i> Montagu, 1813)	10, 24	1-2	3	0,770	-	0,735	0,855	Bretagne/Manche Royaume-Uni	Ratcliffe et al. 2008, Jacob 2021
Sterne pierregarin (<i>Sterna hirundo</i> Linnaeus, 1758)	10, 33	2-3	3	0,430- 0,570	-	0,280	0,900	Atlantique/Manche Allemagne	Jacob 2021 Szostek & Becker 2012
			3-4	0,764	0,441	0,850	0,883	Royaume-Uni	Horswill & Robinson 2015
Sterne naine (<i>Sternula albifrons</i> Pallas, 1764)	21, 24	1-3	3	0,180- 0,255	0,601	0,578	0,899	Bretagne/Italie	Tavecchia et al. 2006, Jacob 2021
			2	0,518	-	-	0,800	Royaume-Uni	Horswill & Robinson 2015
Sterne hansel (<i>Gelochelidon nilotica</i> Gmelin, 1789)	-, 16	2-3	5	0,230- 0,790	-	-	-	Bretagne	Schreiber & Burger 2002, Quaintenne 2020
Guifette moustac (<i>Chlidonias hybrida</i> Pallas, 1811)	10	3-5	2	1,900	-	0,540	0,800	Pologne	Ledwon et al. 2014
Guifette noire (<i>Chlidonias niger</i> Linnaeus, 1758)	17, 21	3	2	-	0,440	0,570	0,870	USA	Naugle 2004

¹ données de longévité maximum issues de <https://euring.org/data-and-codes/longevity-list>.

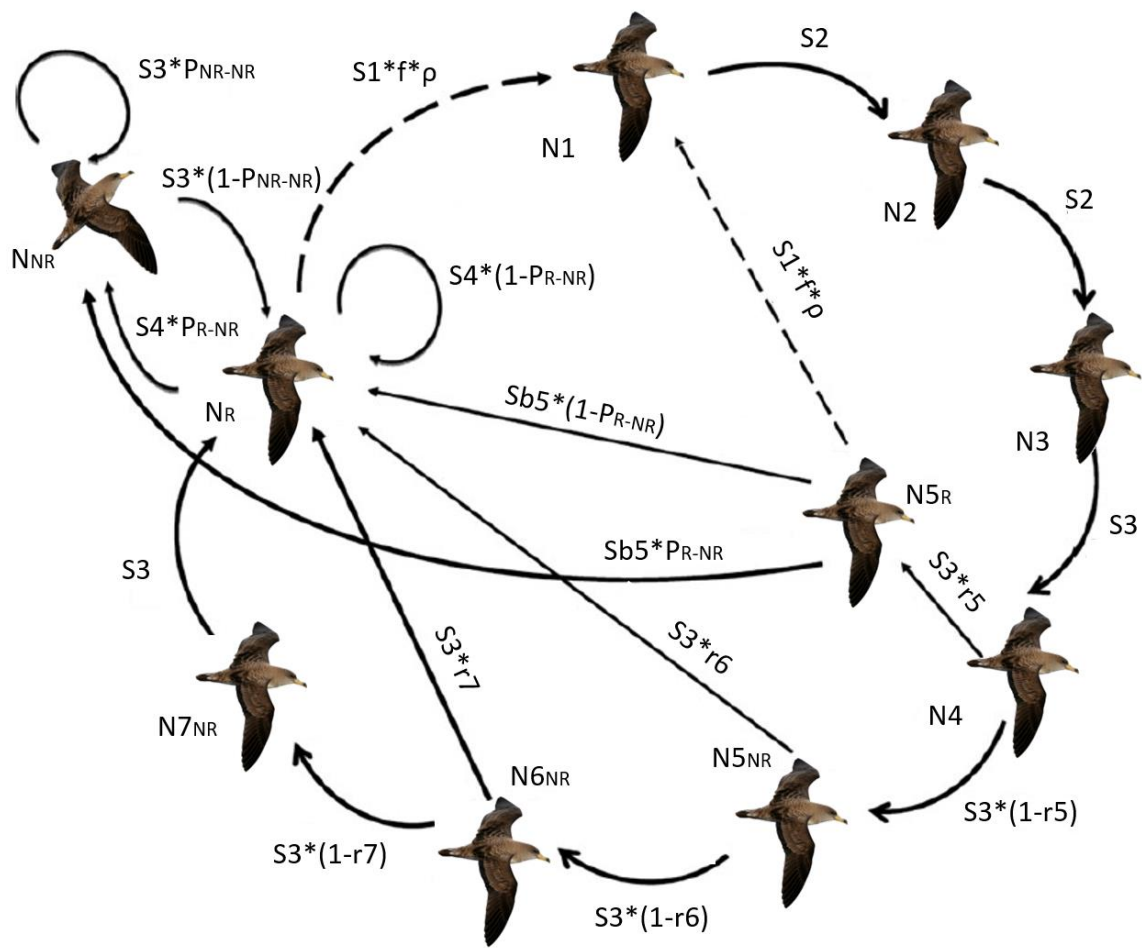


Figure 1.

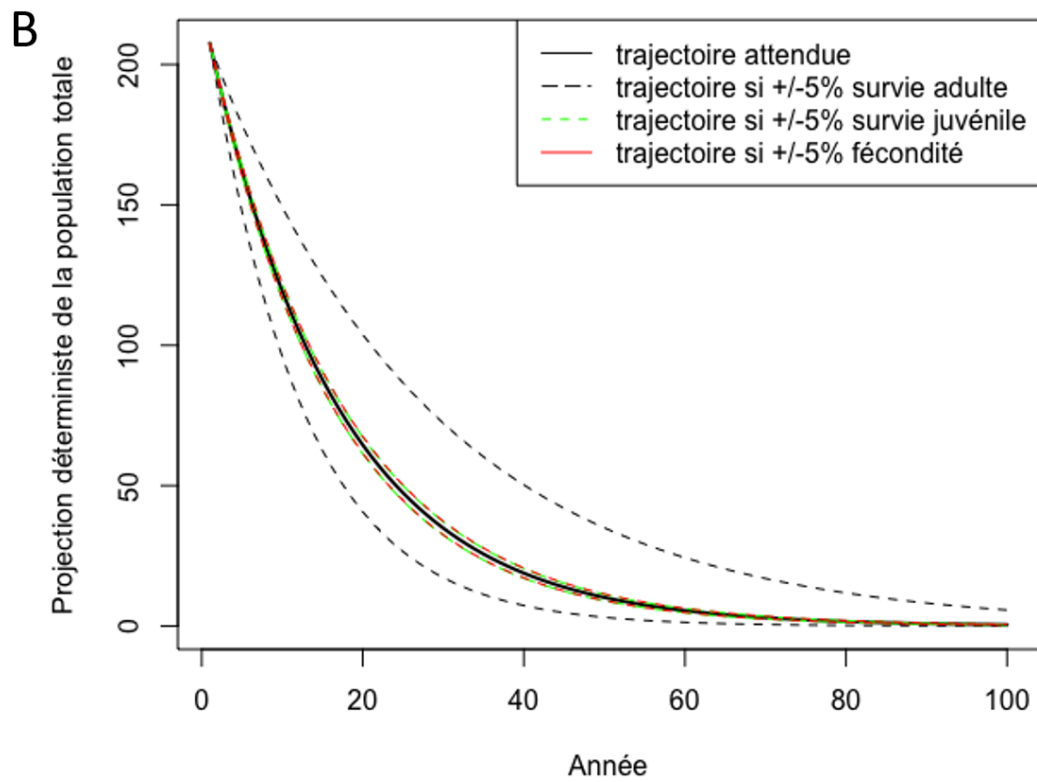
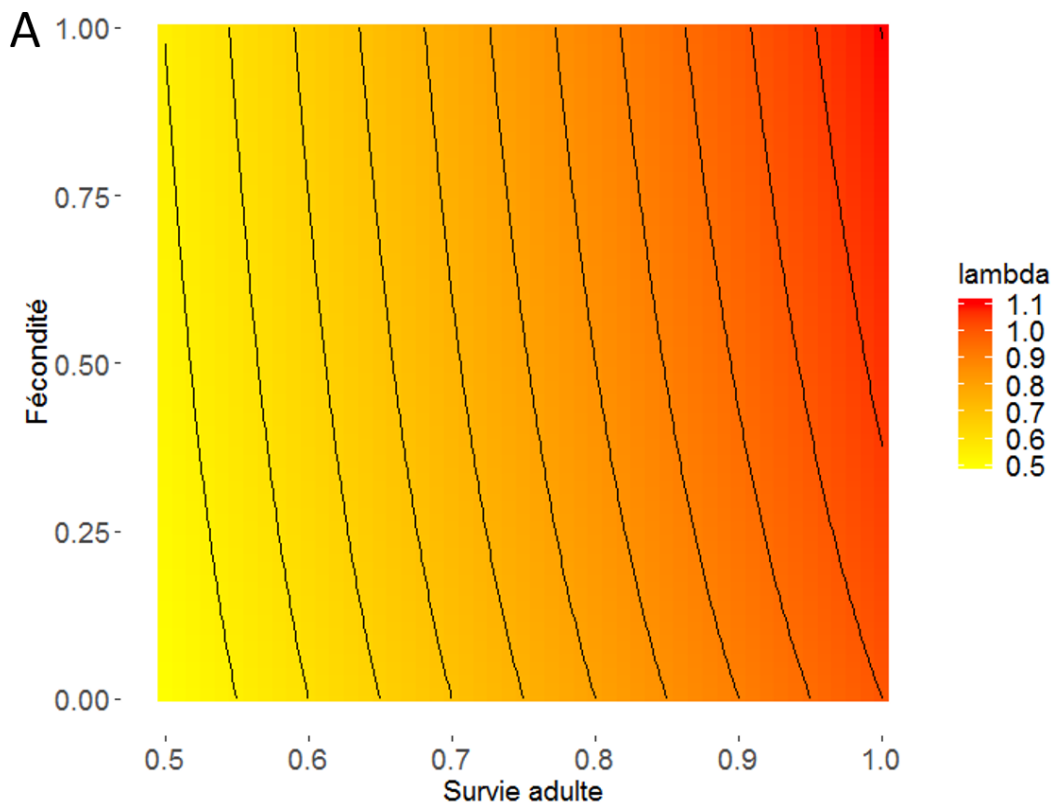


Figure 2.

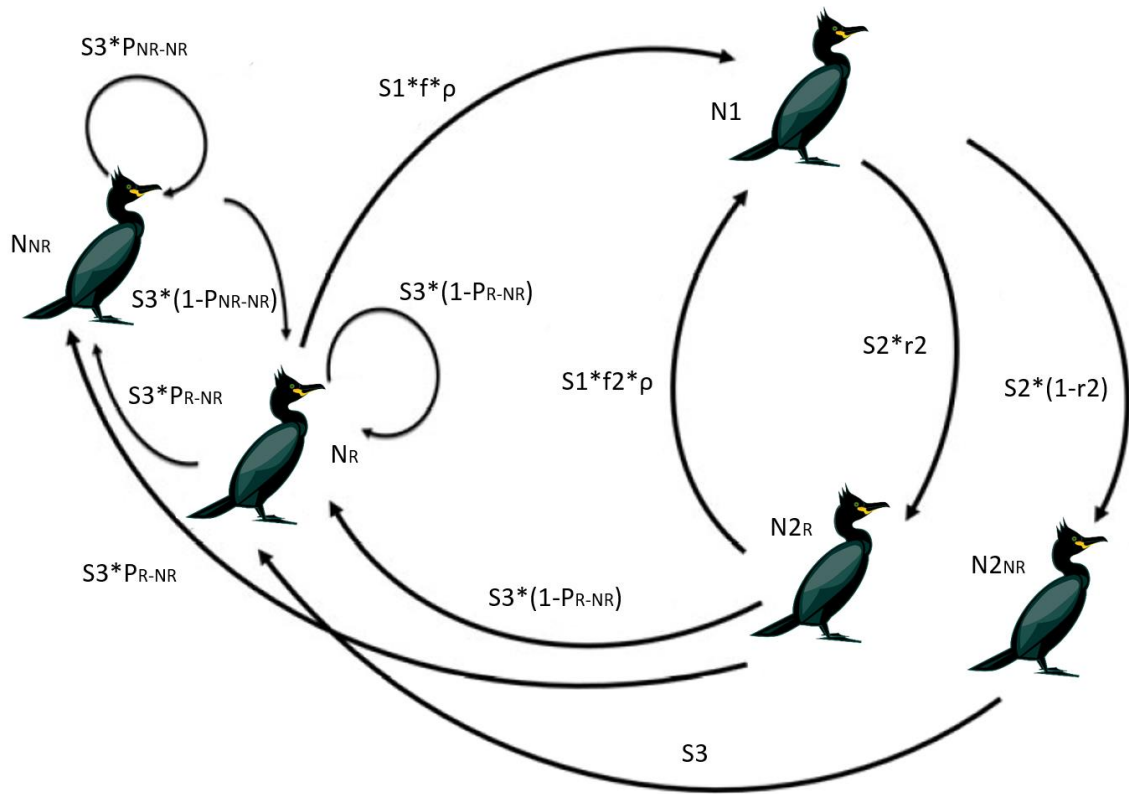


Figure 3.

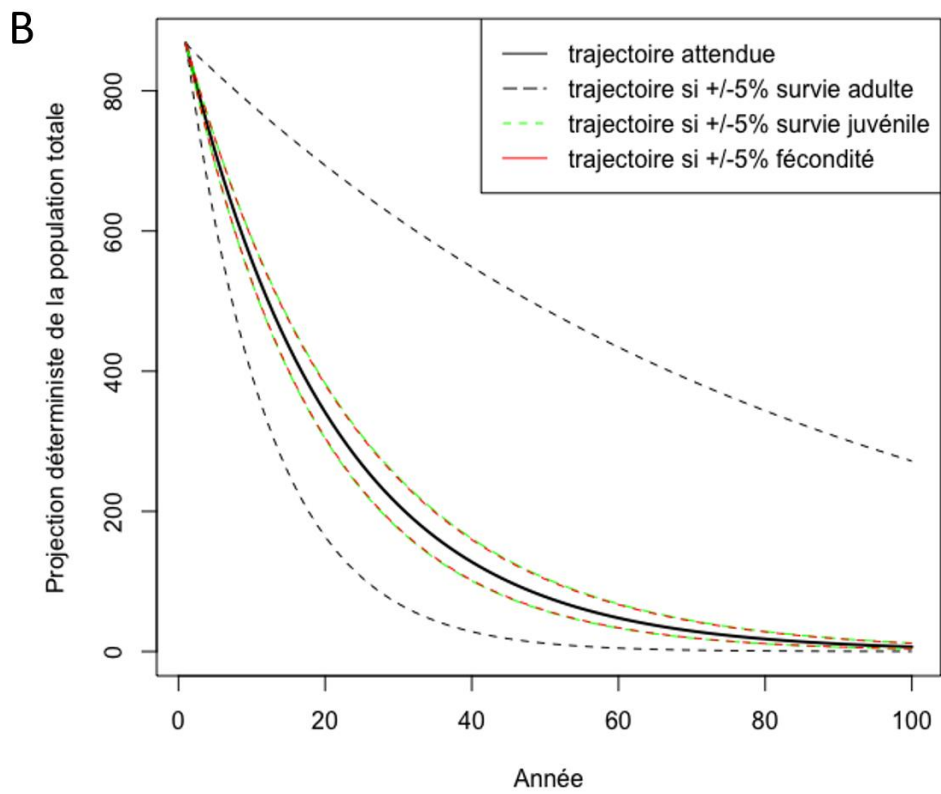
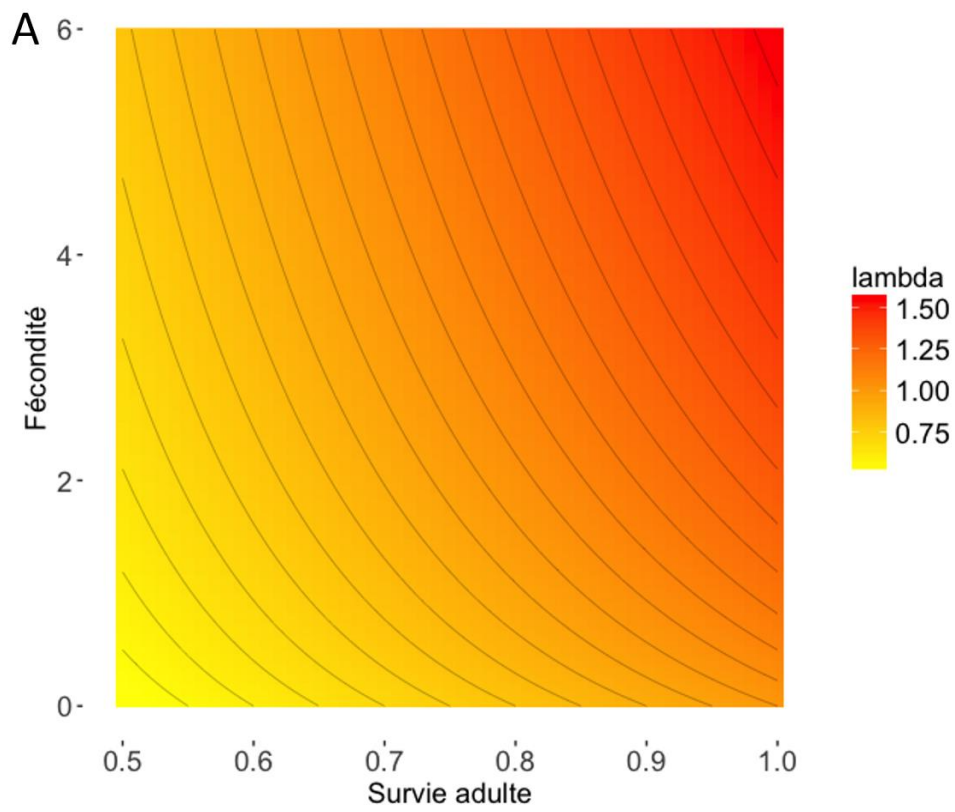


Figure 4.