

Projet de recherche
« Réduction de la Mortalité Aviaire
dans les Parcs Éoliens en Exploitation »



Evaluer l'impact démographique des collisions aviaires avec les éoliennes.

Synthèse des connaissances et recommandations méthodologiques.

Thierry Chambert, Aurélien Besnard¹

¹ Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, Univ Montpellier, CNRS UMR5175, EPHE-PSL University, IRD, Univ Paul Valéry Montpellier 3, Montpellier, France — équipe de recherche du projet MAPE (Mortalité Aviaire dans les Parcs Éoliens terrestres en exploitations)

1. Introduction

En France et ailleurs dans le monde, le développement de la filière éolienne est un des piliers de la transition énergétique (Teske et al. 2019). Toutefois, ce mode de production énergétique est aussi une source d'impacts négatifs sur la biodiversité, notamment pour l'avifaune (Drewitt and Langston 2006, Schuster et al. 2015, Serrano et al. 2020). Parmi, ces impacts, on distingue (i) des impacts directs : il s'agit des mortalités causées par les collisions d'oiseaux avec les turbines ; et (ii) des impacts indirects, tels que la perte d'habitat, les dérangements et les effets barrières (Drewitt and Langston 2006, Fox et al. 2006, Fox and Petersen 2019). Le projet de recherche MAPE¹, cadre dans lequel a été rédigé cette synthèse bibliographique, se focalise uniquement sur les impacts directs, c'est-à-dire les mortalités dues aux collisions avec les éoliennes.

Les « installations terrestres de production d'électricité utilisant l'énergie mécanique du vent et regroupant un ou plusieurs aérogénérateurs » selon la dénomination utilisée dans la loi du 10 février 2000² (ci-après appelées « éoliennes » ou « parcs éoliens ») sont des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) depuis le décret du 23/08/2011. Elles sont aussi soumises au principe d'Évitement, de Réduction et de Compensation (ERC) de leur impact sur l'environnement (L.110-1 et L. 122-3 CE). Pour chaque projet de parc éolien (dont les mâts dépassent la hauteur de 50 m) soumis à autorisation et en fonction de certains critères dans le cadre d'un repowering, une étude d'impact doit donc être réalisée (L. 122-1 CE) afin d'évaluer ses effets sur l'environnement, ce qui inclut les impacts sur la biodiversité et notamment l'avifaune.

Si des espèces protégées³ fréquentent⁴ le site d'implantation et qu'il existe un risque de collision, le maître d'ouvrage est aussi dans l'obligation de solliciter une dérogation autorisant la destruction d'espèces protégées (DEP ; L.411-1 et L.411-2 CE). La demande de DEP est nécessaire dès lors qu'un risque de destruction⁵ sur une ou plusieurs de ces espèces protégées demeure malgré des mesures d'évitement et de réduction, même si ce risque ne concerne qu'un seul couple ou individu. Le cas échéant, il doit argumenter l'absence d'impact sur les espèces protégées s'il décide de ne pas déposer de demande de dérogation DEP. C'est l'étude d'impact qui évaluera le risque de mortalité pour les oiseaux concernés. La jurisprudence récente⁶ a permis de rappeler le caractère obligatoire et systématique de cette procédure, et a mis en avant le fait qu'aucune condition suspensive ne pourra être retenue, mais son application reste cependant variable suivant les régions en France. La DEP ne peut en théorie être octroyée par les services de l'Etat que si les trois conditions suivantes (L.411-2 CE) sont remplies :

1. le projet doit être réalisé pour des raisons impératives d'intérêt public majeur ;
2. il n'existe pas d'autre solution satisfaisante ;
3. la dérogation ne nuit pas au maintien dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées, dans leur aire de répartition naturelle.

En plus d'évaluer le risque de mortalités individuelles, il est donc nécessaire, dans le cadre de ce dernier point, que l'impact d'un projet éolien soit évalué à l'échelle de la *population* d'oiseaux. De façon plus générale, ce passage à l'échelle populationnelle est crucial si l'on souhaite mieux comprendre les conséquences du développement de l'éolien sur la biodiversité (May et al. 2019). En

¹ MAPE : « réduction de la Mortalité Aviaire dans les Parcs Éoliens en exploitation ». Plus d'information ici : <https://mape.cnrs.fr/>

² <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/LEGITEXT000005629085>

³ Espèces figurant sur la liste fixée par l'arrêté du 29 octobre 2009 : <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000021384277>

⁴ Nidification, nourrissage ou migration.

⁵ « destruction » au sens large, tel que défini dans l'article L. 411-1 du code de l'environnement.

⁶ Voir notamment les documents suivants : [CAA NANTES, 06/10/2020, 19NT02389](#) et [CAA BORDEAUX, 17/11/2020, 19BX02284](#).

effet, l'enjeu majeur pour la conservation de la biodiversité consiste à maintenir des populations en bon état de conservation, *c.-à-d.* qui soient viables sur le court et le long terme (Sanderson 2006, Traill et al. 2010).

Pour appréhender les conséquences des collisions sur l'état de conservation des populations, l'estimation du nombre de mortalités (échelle individuelle) ne suffit pas (Diffendorfer et al. 2015, May et al. 2019). En effet, la sévérité de l'impact de mortalités additionnelles sur une population d'oiseaux va dépendre de trois choses : (i) l'effectif de la population, (ii) sa tendance démographique actuelle et (iii) les paramètres démographiques (survies et fécondités) de l'espèce en question. Premièrement, une population abondante pourra mieux supporter les mortalités qu'une population à faible effectif. L'effet réel des mortalités à l'échelle populationnelle doit se raisonner en termes de taux de mortalités (nombre de mortalités/effectif de la population), plutôt qu'en nombre de mortalités brut.

Ici, le choix d'une échelle spatiale pertinente pour délimiter la population à prendre en compte dans l'étude d'impact est un élément crucial mais difficile. Les enjeux liés à ce choix d'échelle, et quelques pistes de réflexion, sont discutés plus bas (dans la partie « Définition de la population : échelle spatiale et impacts cumulés »).

La tendance démographique de la population va également jouer un rôle. Une population en croissance souffrira moins de mortalités additionnelles qu'une population qui est déjà en déclin. Ceci est lié au fait qu'une population en croissance produit un « excédent » d'individus, ce qui vient en partie compenser les mortalités additionnelles. Néanmoins, l'impact *relatif*⁷ des mortalités sur la taille de population future sera en général assez similaire quelle que soit la tendance. Enfin, des mortalités additionnelles n'auront pas le même impact démographique selon l'espèce à laquelle on s'intéresse, car il dépend de ses taux de survie et de fécondité. Les espèces longévives⁸, telles que les grands rapaces, sont caractérisées par un faible potentiel de croissance démographique du fait de leur fécondité faible et de leur période d'immaturité relativement longue (Stearns 1992, Caswell 2001). Elles produisent moins de jeunes chaque année et sont donc beaucoup plus vulnérables aux mortalités additionnelles que les espèces à courte durée de vie (qui ont une productivité plus forte), telles que les passereaux par exemple.

L'évaluation de l'impact populationnel requiert une étape analytique permettant de traduire un *nombre de mortalités* en *changement de trajectoire démographique*. Or, à l'heure actuelle, les études d'impacts se contentent généralement d'une interprétation des mortalités individuelles (May et al. 2019). Les questions abordées sont: combien d'individus de telle espèce fréquentent le site d'implantation envisagé ? combien de cadavres ont été observés lors des suivis post-implantation, et donc combien de mortalités sont estimées (après correction des sources de biais comme la persistance des cadavres ou leur détection non-exhaustive ; Bernardino et al. 2013) ? Ou encore quel est le risque de collision des individus (Band et al. 2007) ? A partir de ces informations, la « significativité » de l'impact pour la population ou l'espèce est évaluée « à dire d'expert », sans méthodologie structurée⁹. Cette procédure, qui manque de rigueur et de standardisation, est donc sujette à de nombreux biais (Flyvbjerg 2007, Gigerenzer and Gaissmaier 2011, Sörqvist 2016, Williams and Dupuy 2017, Enríquez-de-Salamanca 2018).

Dans ce contexte, un des objectifs du projet MAPE est de fournir un cadre méthodologique objectif et standardisé qui permette une évaluation fiable et rigoureuse de l'impact des collisions sur les

⁷ C'est-à-dire le pourcentage de baisse d'effectifs occasionnée par les mortalités additionnelles. L'impact relatif sur la population peut être mesuré en comparant deux scénarios : avec et sans mortalités additionnelles. C'est l'approche que nous recommandons d'adopter (voir plus bas).

⁸ Espèce à longévité élevée, ayant généralement une espérance de vie supérieure à 15 ans.

⁹ Il existe toutefois des approches, dites « structurées », d'élicitation d'experts qui sont reconnues comme efficaces (Martin et al. 2012, Frick et al. 2017), mais elles ne sont jamais utilisées dans les études d'impacts.

populations d'oiseaux. Pour cela, nous avons réalisé un état de l'art de la littérature traitant du problème des mortalités additionnelles causées par les activités humaines. En effet, une littérature riche existe sur ce sujet, notamment dans le contexte des populations animales exploitées pour la chasse et la pêche. Ce document fait une synthèse de cet état de l'art et présente le cadre méthodologique que l'on se propose d'utiliser pour évaluer l'impact des collisions à l'échelle populationnelle dans le cadre de l'éolien.

2. Synthèse bibliographique

La question de l'impact et de la soutenabilité¹⁰ des mortalités causées par des activités humaines sur les populations animales ne date pas d'hier (Errington 1945, Schaefer 1954). Historiquement, elle a été traitée de deux façons.

Premièrement, dans le cadre des espèces exploitées (chasse, pêche), des méthodes de **calcul de quotas** ont été développées pour déterminer des seuils de prélèvement qui soient soutenables par les populations (Ricker 1954, Schaefer 1954, Milner-Gulland and Akçakaya 2001, Sutherland 2001, Beverton and Holt 2012). Ces méthodes analytiques ont ensuite été reprises et adaptées dans le cadre de la conservation d'espèces marines non exploitées (cétacés, requins, oiseaux marins, tortues marines) victimes de captures accidentelles dans les filets de pêche (NMFS 1994, Wade 1998, Dillingham and Fletcher 2008, 2011, Zhou and Griffiths 2008, Curtis and Moore 2013, Moore et al. 2013). La méthode la plus répandue pour calculer ces quotas de prélèvements dit « soutenables » est le « Potential Biological Removal » – PBR (Wade 1998, Dillingham and Fletcher 2008). Ce terme anglais peut se traduire par « prélèvement biologique potentiel ». C'est la première méthode que nous aborderons ci-dessous.

La deuxième approche que l'on retrouve dans la littérature consiste à modéliser explicitement la trajectoire d'une population au cours du temps afin d'évaluer les conséquences de différents scénarios de perturbation ou de gestion (Lande et al. 2003). Cette méthode dite de « projections démographiques » est très largement utilisée en biologie de la conservation pour réaliser des analyse de viabilité de population¹¹ (Boyce 1992, Beissinger and McCullough 2002). C'est la deuxième approche que nous décrivons.

2.1. le Potential Biological Removal (PBR)

La méthode du PBR a été développée en Amérique du Nord dans les années 1990 dans le cadre des captures accidentelles de cétacés dans les filets des bateaux de la pêche commerciale (NMFS 1994, Wade 1998). Cette approche est surtout utilisée dans le cas d'espèces non exploités victimes de mortalités accidentelles liées aux activités humaines (Dillingham and Fletcher 2011). On retrouve ainsi dans la littérature internationale quelques exemples de l'utilisation du PBR dans le contexte des mortalités aviaires causées par les éoliennes : (i) surtout des rapports d'étude publiés (Poot et al. 2011, Leopold et al. 2014, NIRAS 2016), et (ii) dans quelques publications scientifiques (Bellebaum et al. 2013, Busch and Garthe 2016).

¹⁰ Une population soumise à des prélèvements (volontaires : chasse, pêche ; ou involontaires : mortalités accidentelles) est « soutenable » si sa persistance à long terme n'est pas compromise (Sutherland 2001, Fryxell et al. 2010). Dans la réalité, la limite entre « soutenable » et « non soutenable » est très difficile à déterminer du fait du caractère probabiliste et incertain de la persistance d'une population (Sanderson 2006, Traill et al. 2007).

¹¹ Une analyse de viabilité de population est une méthode visant à évaluer le risque d'extinction d'une population à un horizon temporel donné.

2.1.1. Principe

Le PBR est une méthode analytique qui permet de calculer un quota de prélèvement à partir de la formule suivante (Wade 1998) :

$$PBR = F \frac{R_{max}}{2} N_{min} \quad (1)$$

où :

- R_{max} correspond au taux de croissance *théorique maximal* de la population, c'est-à-dire lorsqu'elle est à faible densité et en l'absence de mortalités d'origine anthropique ;
- N_{min} est une estimation « conservatrice » de la taille de population ; et
- F est un paramètre arbitraire, souvent nommé « facteur de rétablissement » (« recovery factor »), permettant d'ajuster le quota pour tenir compte des sources d'incertitudes¹².

Cette formule repose sur le postulat que la population d'intérêt suit une croissance de type « logistique » (Wade 1998, Eberhardt et al. 2008), telle que représentée sur la Figure 1, et qu'elle est en mesure de réaliser son taux de croissance maximal théorique (R_{max}). Si ces conditions sont remplies (mais voir partie « Limites » plus bas), en appliquant un taux de prélèvement égal au PBR, la population devrait alors tendre vers un nouvel équilibre comme illustré dans la Figure 2. En théorie, si l'on fixe $F = 1$ dans la formule, le nouveau point d'équilibre de la population sera égal à la **moitié de la capacité de charge** ($K/2$) de l'environnement, la capacité de charge (K) étant définie comme la taille maximale que peut atteindre la population dans son environnement local (Figure 1). Si l'on utilise une valeur $F < 1$, alors le nouveau point d'équilibre de la population sera compris entre $K/2$ et K (Wade 1998) mais dans tous les cas, la logique demeure la même. Le quota calculé est fondé sur l'hypothèse que la population tendra vers un nouveau **point d'équilibre stable**¹³, et ce quel que soit son état initial (Figure 2). Autrement dit, une population qui se situe en-dessous du point d'équilibre sera censée continuer à croître, malgré les mortalités additionnelles, jusqu'à avoir atteint ce nouveau point d'équilibre tandis qu'une population qui se situe au-dessus du point d'équilibre déclinera jusqu'à ce point d'équilibre. Cette notion de point d'équilibre est donc centrale dans la logique du PBR, mais elle est souvent mal comprise des utilisateurs, qui ont tendance à interpréter le PBR comme un quota permettant de se prémunir contre un risque de déclin (ex : Leopold et al. 2014). Cette interprétation du PBR est en effet fautive. Le PBR est une valeur qui, si les hypothèses fondant le calcul mathématique sont justes, évite juste à la population de tomber sous le seuil préétabli de $K/2$. Cependant, pour arriver à son nouveau point d'équilibre, il est tout à fait possible que la population décline fortement pendant quelques temps.

2.1.2. Avantages

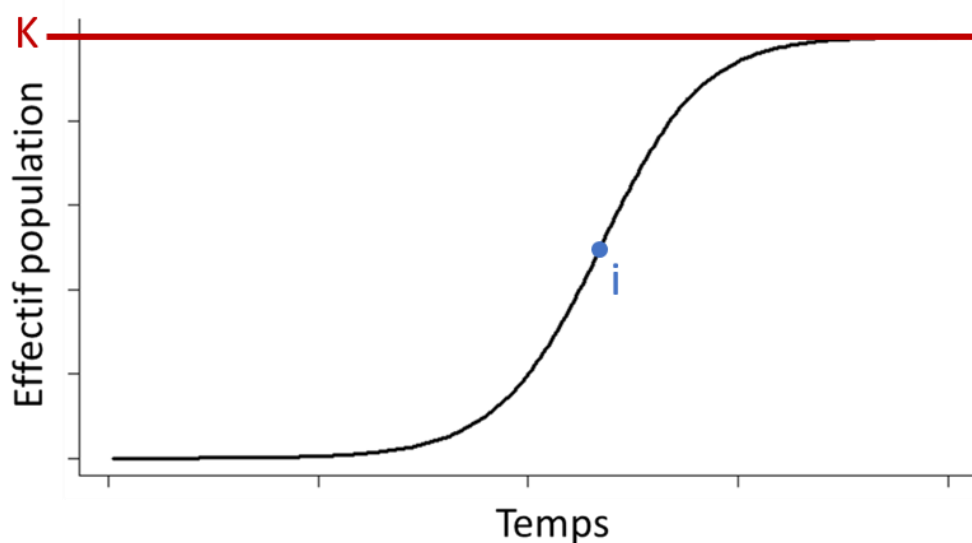
Les principaux atouts de cette approche sont (i) sa simplicité de mise en œuvre et d'interprétation et (ii) le fait qu'elle requiert peu de données. Il suffit en effet d'appliquer la formule pour obtenir un quota de prélèvement, c'est-à-dire le nombre de mortalités en-dessous duquel on considère que la persistance de la population sera assurée. Le résultat est donc très simple à interpréter : en-dessous du PBR, le prélèvement est considéré comme « soutenable » ; au-dessus de ce quota le prélèvement n'est « pas soutenable ». De plus, les seules données nécessaires au calcul de ce quota sont le R_{max} et une estimation de la taille de population. Le R_{max} est rarement connu, mais il peut être estimé, via

¹² Toutes sources d'incertitudes inhérentes aux données d'entrées, de façon indistinguée. Voir texte plus bas.

¹³ Un point d'équilibre « stable » correspond à une situation où la population aura toujours tendance à revenir à ce point d'équilibre après avoir subi une perturbation qui l'en aurait écarté.

des relations empiriques simplement à partir de la survie adulte et de l'âge de première reproduction de l'espèce (Niel and Lebreton 2005); deux paramètres souvent connus pour les espèces étudiées. Ce sont ces deux points qui rendent cette approche si attractive et ont fait son succès (Dillingham and Fletcher 2008, Lonergan 2011, Cooke et al. 2012, Moore et al. 2013).

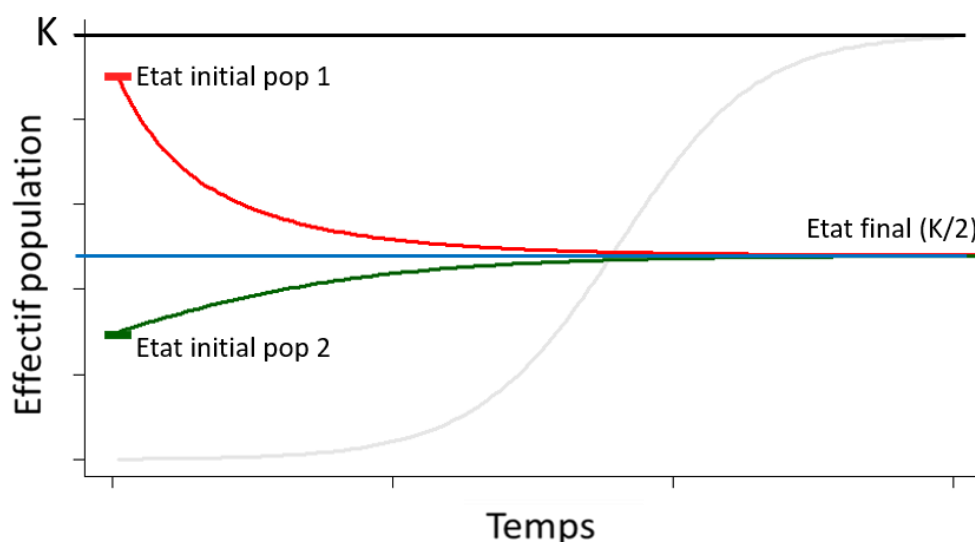
Figure 1 : Courbe de croissance logistique (théorique) d'une population.



Une croissance logistique est caractérisée par cette forme en « S », dans laquelle on distingue trois phases : (i) une croissance exponentielle rapide à faible densité, tant que la population est en-dessous du point d'inflexion « i » ; (ii) une croissance ralentie lorsque la population a dépassé le point d'inflexion « i » ; (iii) la stabilisation de l'effectif de la population lorsqu'elle a atteint la capacité de charge du milieu (K), qui correspond à la taille maximale que peut atteindre la population dans son environnement local.

Cette trajectoire en « S » correspond à la conception classique de croissance démographique en écologie, et elle est liée au phénomène de compétition pour les ressources. Lorsque la population est de petite taille, les ressources disponibles pour chaque individu sont importantes, donc la survie et la fécondité de ces individus sont bonnes et la population croît fortement. Au fur et à mesure que les effectifs augmentent, la compétition pour les ressources augmente, ce qui fait baisser la survie et la fécondité des individus et donc le ralentissement de la croissance de la population.

Figure 2 : Trajectoire théorique d'une population avec prélèvement égale au PBR



Trajectoire théorique d'une population, selon deux cas de figure (deux états initiaux, en rouge et en vert), à laquelle on appliquerait un taux de prélèvement égal au quota PBR (avec $F = 1$). Quel que soit son état initial la population devrait tendre vers le même équilibre, égal à la moitié de la capacité de charge ($K/2$, ligne bleue). La courbe en « S », en gris clair à l'arrière-plan, représente la courbe de croissance logistique théorique.

2.1.3. Limites

De nombreuses critiques ont été formulées à l'égard de cette approche, notamment dans le cadre de leur utilisation dans les études d'impact sur des projets éoliens (Green et al. 2016, O'Brien et al. 2017, Schippers et al. 2020).

D'une part, la validité du quota fourni par le calcul du PBR repose sur plusieurs hypothèses¹⁴ qui sont en fait rarement vérifiées dans les populations animales (O'Brien et al. 2017, Miller et al. 2019, Punt et al. 2020). Le premier postulat est que la population ne doit être soumise à aucune menace ni perturbation autre que la source de mortalité à laquelle on s'intéresse, de sorte à ce qu'elle puisse réaliser son taux de croissance naturel théorique (R_{max} , à densité faible) en l'absence de cette source de mortalité. Autrement dit, on suppose qu'en l'absence des mortalités induites par cette source unique, la population aurait une *croissance optimale*. Dans le contexte de l'éolien, cela signifie que

¹⁴ Hypothèse *a priori*, c'est-à-dire au sens d'un « postulat » sur lequel repose le calcul, donc sa validité.

les populations d'oiseaux ne doivent être soumis à aucune autre menace pouvant engendrer des mortalités ou des baisses de fécondité. Or, ceci est loin d'être le cas. Les populations d'oiseaux font en effet face à une multitude de perturbations d'origine anthropique autre que l'éolien (Van Bommel 2004, BirdLife International 2018) : perte et dégradation de l'habitat (urbanisation, déforestation), espèces invasives, changement climatique, collisions avec d'autres types de structures (lignes électriques, bâtiments, véhicules, etc.), empoisonnement (pesticides et autres sources), chasse, braconnage et autres formes de destructions volontaires ou accidentelles. L'approche de type PBR n'est donc pas adaptée si l'on s'intéresse à une source unique de mortalité additionnelle parmi d'autres (Green et al. 2016).

Deuxièmement, la formule du PBR repose le postulat que la population suit une croissance de type logistique (Figure 1 ; (Wade 1998, Eberhardt et al. 2008), ce qui suppose l'existence d'une relation de densité-dépendance compensatoire (Herrando-Pérez et al. 2012). Cela signifie que le taux de croissance de la population est censé augmenter lorsque la taille de population diminue (par exemple en réponse aux prélèvements), ce qui permet de *compenser* partiellement ou entièrement les mortalités additionnelles (Rose et al. 2001, Beverton and Holt 2012). Or, plusieurs études scientifiques ont démontré que dans les populations d'oiseaux, ce type de relation compensatoire était loin d'être systématique (Horswill and Robinson 2015, Horswill et al. 2017). Dans ce cas, c'est le fondement même du PBR, c'est-à-dire le point d'équilibre prédit, qui n'est plus valide. Sans relation compensatoire, la population ne pourra en effet pas se stabiliser à un nouveau point d'équilibre et tout déclin mènera finalement à son extinction. L'application de l'approche PBR dans ce genre de situation peut donc avoir des conséquences catastrophiques (O'Brien et al. 2017). Et si une population est déjà en déclin, en l'absence des mortalités additionnelles étudiées, il est toujours possible de calculer un PBR mais ce quota ne fera qu'amplifier et accélérer le déclin.

Une autre critique concerne le paramètre F (« facteur de rétablissement ») de l'équation (1). En effet, ce paramètre n'a aucun fondement biologique/scientifique (Punt et al. 2018, 2020). Dans la formulation originale du PBR (Wade 1998), ce paramètre était présenté comme une manière simple de revoir la valeur du quota à la baisse pour (1) appliquer un principe de précaution compte tenu des sources d'incertitude (sur la taille de la population, sur le R_{max} , etc.) qui ne peuvent être intégrées dans le calcul et (2) permettre le rétablissement plus rapide de la population dans le cas où elle serait déjà dans un état de conservation détérioré (Dillingham and Fletcher 2008). L'auteur de cette formule a eu le mérite de faire un gros travail de simulations pour fournir des recommandations pertinentes quant aux valeurs de F à utiliser dans le cadre de la conservation des cétacés menacés par les captures accidentelles dans les filets des pêcheries nord-américaines (Wade 1998). Cet effort n'a cependant pas été réitéré pour tester la validité de ces recommandations dans d'autres contextes d'utilisation du PBR (Punt et al. 2018), notamment dans le cadre de l'éolien ou dans le cas d'espèces terrestres (O'Brien et al. 2017). Le plus souvent, la valeur de ce paramètre F est donc fixée arbitrairement, sans justification scientifique.

Par ailleurs, le PBR n'offre aucune flexibilité dans la manière de modéliser la trajectoire d'une population. Cette méthode se basant sur une simple formule et des relations théoriques contraintes (croissance logistique notamment), il est impossible d'y inclure des spécificités locales des populations, ni mêmes des mécanismes démographiques pourtant bien connus, tels que la structure en âge des populations (Caswell 2001) ou de la stochasticité environnementale ou démographique (Beissinger and McCullough 2002, Saeher and Engen 2002). Le PBR est donc aussi très critiqué pour son incapacité à prédire ce qu'il advient des populations lorsque le niveau de mortalités est en-dessous du seuil PBR (Green et al. 2016, O'Brien et al. 2017).

A ces critiques d'ordre général, peuvent s'ajouter quelques limites plus spécifiques au contexte de l'éolien et à son cadre réglementaire français et européen. Tout d'abord, en fournissant un quota qui ne peut s'interpréter que de façon binaire (niveau de mortalité acceptable ou non acceptable), le PBR est peu adapté à la séquence ERC, qui elle, repose sur la notion d'impact par rapport à un état initial.

Cet impact doit en théorie être mesuré de manière quantitative. On pourrait toutefois argumenter que dans le cadre de la demande d'une dérogation « espèce protégée », c'est bien une réponse binaire que l'on veut, afin de prendre décision : l'octroi ou le refus de la dérogation.

D'autre part, en appliquant la formule du PBR, on accepte implicitement d'utiliser comme *limite critique* une taille de population égale à la *moitié de la capacité de charge* ($K/2$). En effet, il s'agit du point d'équilibre auquel la population est censée se stabiliser si l'on applique exactement un taux de prélèvement égal au quota PBR et si tous les postulats sous-jacents au calcul sont vérifiés¹⁵. La validité de cette prédiction est fortement contrainte par les hypothèses du modèle discutées plus hauts : (i) l'absence d'autre perturbation, sans laquelle il n'est pas pertinent d'utiliser le R_{max} ; et (ii) la présence de densité-dépendance compensatoire, sans laquelle la compensation des mortalités est impossible. Mais, au-delà de ces limites techniques, cet *objectif de conservation implicite* pose une question plus fondamentale : quelle est la justification et la pertinence d'utiliser cette valeur $K/2$ (ou tout autre fraction de K) comme la taille minimale critique d'une population protégée ? En effet, il n'y a aucune justification, ni scientifique ni réglementaire, de considérer cette valeur de $K/2$ comme un objectif universel pour la conservation des oiseaux ou de la faune en général (Schippers et al. 2020). L'utilisation de cette valeur $K/2$ provient du fait qu'historiquement la formule du PBR s'est basée sur les méthodes de calcul de rendement maximal¹⁶ utilisés pour déterminer des quotas de pêches (Beverton and Holt 2012), donc pour des espèces exploitées et non des espèces protégées. Dans le cas d'une population qui serait proche de sa capacité de charge, l'utilisation d'un quota égal au PBR implique que l'on accepte de réduire son effectif de 50%. Or, rien ne garantit que cela permette de maintenir la population en « bon état de conservation », comme le dicte la réglementation française et européenne. Pour les espèces protégées, il semblerait plus approprié de se baser sur la notion scientifique de « viabilité¹⁷ de population » (Thomas 1990, Sanderson 2006, Traill et al. 2007, 2010).

2.2. Les projections démographiques

La méthode basée sur les projections démographiques est très répandue en recherche en écologie générale et en biologie de la conservation en particulier (Morris and Doak 2002, Lande et al. 2003) car elle est au cœur des analyses de viabilité de population (Boyce 1992, Beissinger and McCullough 2002). Cette approche permet de prédire la trajectoire d'une population au cours du temps, et donc son devenir, selon n'importe quel type de scénario défini par l'utilisateur. C'est donc une approche très flexible et explicite qui permettrait d'évaluer l'impact populationnel des collisions aviaires avec les éoliennes en comparant deux scénarios (Frick et al. 2017) : (i) un scénario **avec** mortalités additionnelles par collision et (ii) un scénario **sans** mortalités additionnelles (Figure 3). Dans la littérature internationale, il existe plusieurs exemples d'utilisation de projections démographiques dans le contexte des mortalités aviaires dues aux éoliennes : (i) dans des rapports d'études (Poot et al. 2011, Rydell et al. 2012, Grünkorn et al. 2016, Korner-Nievergelt et al. 2016), et (ii) dans diverses publications scientifiques internationales (Carrete et al. 2009, Masden 2010, García-Ripollés and López-López 2011, Schaub 2012, Sanz-Aguilar et al. 2015). Il existe toutefois une disparité importante dans le niveau de complexité et de réalisme des modèles démographiques utilisés, certaines études restant très simplistes (pas de structure en âge, ni de stochasticité ; ex : Grünkorn

¹⁵ C'est-à-dire si la population a une croissance logistique, déterminée par une relation de densité-dépendance linéaire ; et dans le cas où l'on utilise $F = 1$ et que la taille de population réelle (N) est égale à la valeur N_{min} utilisée dans la formule. L'idée du PBR étant d'utiliser un principe de précaution, on considère en général que dans la majorité des cas, on aura $F < 1$, $N > N_{min}$ et/ou une forme de densité-dépendance telle que le point d'équilibre aura plutôt tendance à être supérieur à $K/2$ (Wade 1998, Dillingham and Fletcher 2008), mais la logique reste la même

¹⁶ Notion de « maximum sustainable yield », qui a par ailleurs elle-même été critiquée (Larkin 1977).

¹⁷ La « viabilité » d'une population correspond à sa probabilité de persistance à un horizon temporel donné. Une population est viable si ses chances de persistance sur le long terme sont élevées. Il y a trois composantes à la viabilité : démographique, génétique et écologique (Sanderson 2006).

et al. 2016), d'autres employant des simulations individus-centrés complexes (ex : Masden 2010, Schaub 2012).

2.2.1. Principe

La projection d'une trajectoire démographique consiste à simuler l'évolution des effectifs d'une population au cours du temps (Boyce 1992). Pour cela, on fixe une taille de population initiale (en général l'effectif actuel de la population) et on applique ensuite un modèle « mathématique » pour calculer les changements d'effectifs d'années en années. Ces changements d'effectifs sont induits par deux processus populationnels : (i) l'addition de nouveaux individus, liée aux naissances et représentée dans le modèle par des paramètres de fécondité ; et (ii) la perte d'individus, due aux mortalités. En général, on modélise les mortalités d'origine « naturelle¹⁸ » via une probabilité de survie¹⁹, puis les mortalités dues à la cause qui nous intéresse peuvent être ajoutées en incluant un autre paramètre spécifique (ex : taux de mortalité additionnel).

Figure 3 : Trajectoires démographiques avec et sans mortalités additionnelles.

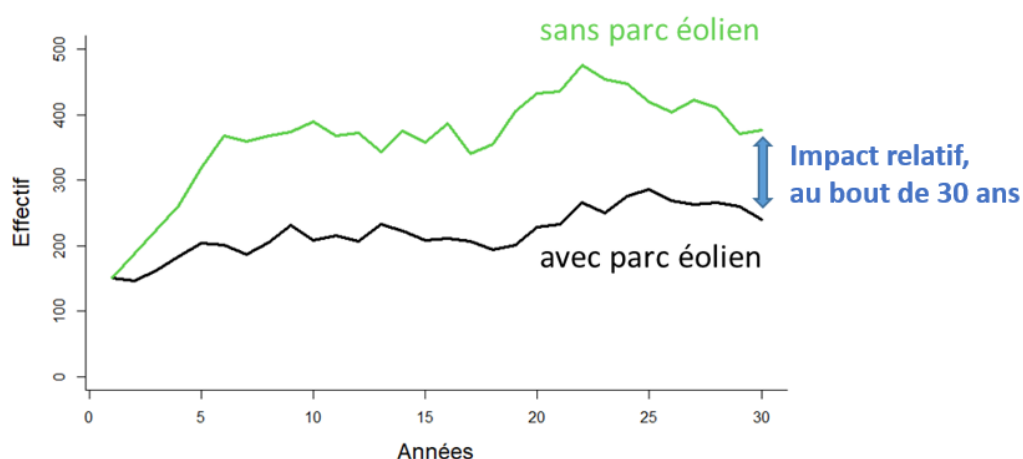


Illustration de trajectoires démographiques, selon deux scénarios : (i) sans parc éolien, donc sans mortalités additionnelles (en vert) et (ii) avec mortalités additionnelles dues à la présence d'un parc éolien. L'impact relatif correspond à la différence d'effectifs estimée, entre ces deux scénarios, au bout de 30 ans. L'horizon temporel peut être différent selon les besoins de l'étude. De plus, il est possible d'appliquer cette approche en incluant les mortalités de plusieurs parcs éoliens de sorte à évaluer les impacts cumulés.

¹⁸ « Naturel » signifie ici que l'on prend en compte toutes les causes de mortalité (ce qui peut inclure des causes d'origine anthropique) autre que la source de mortalité additive à laquelle on s'intéresse (collisions).

¹⁹ Probabilité de survie = 1 – probabilité de mortalité.

2.2.2. Avantages

Cette méthode présente de nombreux avantages par rapport à l'approche PBR (Beissinger and McCullough 2002, Green et al. 2016). Tout d'abord, toutes les hypothèses sont maîtrisées. Contrairement au cas du PBR, l'utilisateur n'est pas contraint de faire le postulat d'une croissance optimale, ni même celui d'une croissance logistique. On peut très bien modéliser des populations ayant une croissance suboptimale ou qui sont stables, voire déjà en déclin. On peut exclure ou inclure la densité-dépendance, que l'on pourra alors modéliser selon les modalités de notre choix (Eberhardt et al. 2008). Cette approche est donc adaptable à toute situation. Dans le contexte de l'éolien, elle permet notamment de quantifier les impacts propres à l'éolien, même si les populations sont par ailleurs soumises à d'autres perturbations (Green et al. 2016, Frick et al. 2017); à condition bien sûr, que les données adéquates (voir plus bas) soient disponibles. Pour les données inexistantes, il est toutefois possible d'utiliser une approche structurée d'élucidation d'experts (Martin et al. 2012) pour combler ces manques²⁰.

Par ailleurs, la méthode des projections démographiques offre une grande flexibilité quant aux processus démographiques que l'on peut y inclure, ce qui permet plus de réalisme (Boyce 1992, Lande et al. 2003). Par exemple, on y inclut en général de la structure en âge sur les paramètres de survie et de fécondité pour tenir compte par exemple de la période d'immaturation²¹ et du fait que toutes les classes d'âge ne contribuent pas à égalité à la dynamique de la population (Caswell 2001). On peut aussi inclure de la stochasticité, c'est-à-dire de la variabilité liée aux aléas démographiques et environnementaux (Morris and Doak 2002, Lande et al. 2003, Saether et al. 2016). Ces aléas sont surtout importants à prendre en compte dans le cas d'une petite population, car ils augmentent fortement son risque d'extinction (Lande 1993). Cette flexibilité dans la construction des modèles permet aussi d'inclure des spécificités locales propres à la population d'intérêt (ex : valeurs locales de survie et de fécondité), lorsqu'elles sont connues.

Enfin, en se basant sur une approche comparative entre deux scénarios (ex : *avec* vs. *sans* mortalités additionnelles), cette méthode fournit un impact *relatif*, ce qui permet de mieux s'affranchir des incertitudes sur les mécanismes démographiques (Green et al. 2016). En effet, si certains postulats sont faux ou imprécis, ils s'appliqueront de la même façon aux deux scénarios, ce qui limitera leur influence sur le résultat final en termes d'impact relatif. Cette approche par simulations permet en outre de faire des analyses de sensibilité, et donc d'explorer les conséquences sur l'estimation de l'impact des différentes hypothèses que l'on a posé lors de la construction du modèle (Mills and Lindberg 2002).

Enfin, aucun seuil implicite (limite critique de taille de population) n'est nécessaire à la quantification de l'impact (Grant et al. 2016). Cette méthode fournit donc un résultat plus objectif que le PBR (Lonergan 2011).

2.2.3. Limites

La principale limite de cette approche, par rapport au PBR, est qu'elle requiert plus de données. En plus d'une estimation de la taille de population actuelle, elle requiert le taux de croissance de la population ainsi que les valeurs de survie et fécondité associées. Idéalement ces paramètres

²⁰ L'élucidation d'experts vise à combler des lacunes d'informations (par exemple : estimations de paramètres démographiques) en faisant appel à des experts. Les approches dites « structurées » d'élucidation d'experts sont un ensemble de méthodes standardisées qui permettent de traduire les informations fournies par les experts en expressions quantitatives, qui pourront ensuite être utilisées dans un modèle. Ces méthodes visent notamment (i) à réduire les biais dans l'extraction de l'information auprès des experts et (ii) à combiner les opinions de plusieurs experts dans une distribution probabiliste de sorte à représenter les incertitudes de manière réaliste.

²¹ Nombre d'années entre la naissance et l'âge à maturité (première reproduction possible).

démographiques devraient être estimés sur la population d'intérêt, fournissant par la même occasion la valeur du taux de croissance. Cependant, les données nécessaires pour réaliser ces estimations (par exemple : des données de suivi individuel par capture-marquage-recapture) sont coûteuses et complexes à acquérir sur le terrain, rendant difficile l'obtention de ces valeurs à une échelle locale. L'absence de ces informations dans le modèle peut conduire à des résultats erronés (Reed et al. 2002). Comme alternative, en l'absence d'informations locales, les estimations mobilisées dans les modèles sont souvent issues de la littérature sur la même espèce ou des espèces proches (Kindsvater et al. 2018). C'est une bonne alternative car les valeurs de ces paramètres sont relativement stables au sein d'une espèce (Stearns 1992). Cependant dans ce cas, il est préférable de connaître au moins la tendance générale de la population. Ces données de taille et de tendance des populations locales sont généralement mieux connues par les experts locaux. A défaut, il est possible d'utiliser une méthode structurée d'élicitation d'experts pour combler les manques (Martin et al. 2012, Frick et al. 2017).

Un autre désavantage de cette méthode est le temps de calcul requis, qui peut être parfois élevé. En effet, en présence de stochasticité dans le modèle, il est nécessaire de répéter un nombre relativement élevé (>100) de simulations pour chaque scénario si l'on souhaite avoir des résultats fiables (Boyce 1992, Lande et al. 2003). Ceci est dû au fait que chaque simulation donnera un résultat différent du fait des aléas modélisés. Cette limite est toutefois à relativiser, pour deux raisons : d'une part, car les codes de simulation peuvent être optimisés pour réduire ce temps ; d'autre part, parce que de nos jours il est assez peu onéreux de disposer d'une bonne puissance de calcul informatique.

Enfin, dernier désavantage, le fait que le résultat soit une mesure quantitative de l'impact ne fournit pas de règle de décision binaire et tranchée comme dans le cas du PBR. En effet, il existe un gradient continu d'impacts possibles, ce qui suppose une interprétation du résultat *a posteriori* pour décider de son acceptabilité ou non, et prendre une décision appropriée. Cette méthode fournit donc un résultat moins simple à interpréter pour le décideur. Elle a cependant le mérite de bien séparer les étapes menant à une décision finale: (i) d'une part, la quantification de l'impact, qui est un exercice objectif d'ordre technique et scientifique ; (ii) d'autre part, l'interprétation de son acceptabilité, une étape plus subjective, d'ordre politique et qui est censée refléter un choix sociétal (Lonergan 2011).

2.3. Comparaison

Un résumé comparatif des avantages et inconvénients de chacune des deux méthodes est fourni dans le Tableau 1.

Le PBR nécessite moins d'informations en entrée que la méthode des projections démographiques, et le résultat binaire qu'il fournit (un quota) est plus facile à interpréter. Mais cette simplicité apparente se fait aux dépens de sa fiabilité. Comme discuté plus haut, le seuil PBR repose sur un *objectif implicite* qui n'est pas forcément adapté à la problématique de la conservation des oiseaux face au risque de collisions avec les éoliennes (Lonergan 2011, Green et al. 2016). De plus, cet outil a été très critiqué pour son incapacité à prédire ce qu'il advient des populations lorsque les mortalités se situent en-dessous du seuil fournit (Green et al. 2016, O'Brien et al. 2017).

Tableau 1. Bilan des avantages et inconvénients de chaque méthode.

PBR (Potential Biological Removal)	Projections démographiques
Requiert moins de données	Requiert plus de données
Rapide (formule analytique simple)	Temps de calcul plus long (simulations)
Facile à interpréter (résultat binaire)	Résultat moins tranché (impact : non binaire)
Inadapté à la séquence ERC	Adapté à la séquence ERC
Objectif implicite	Pas d'objectif implicite
Postulats fixes : croissance optimale et densité dépendance compensatoire	Hypothèses entièrement maîtrisées
Inadapté pour une cause mortalité unique parmi d'autres	Adaptable à toute situation

En vert : avantages. En rouge : limites et inconvénients majeurs. En jaune orangé : inconvénients mineurs ou à relativiser.

Au contraire, la méthode des projections démographiques ne pose aucun objectif implicite *a priori*. Avec cette approche, on se contente de quantifier, *objectivement*, l'impact des mortalités additionnelles. La décision de l'acceptabilité ou non de cet impact se fait alors de façon indépendante de son calcul. Il nous semble préférable de séparer ces étapes de calcul (démarche *objective*) et de décision (en partie *subjective*) car elles ne sont pas du même ressort (science vs. choix sociétal).

On notera aussi que la méthode des projections démographiques semble mieux adaptée à la séquence ERC (Eviter, Réduire, Compenser) car elle fournit une mesure quantifiée de l'impact attendu.

D'autre part, la fiabilité du PBR a également été mise en doute sur le plan technique, du fait que cette méthode soit basée sur des relations théoriques et des hypothèses simplistes (Green et al. 2016, Horswill et al. 2017, O'Brien et al. 2017, Punt et al. 2020, Schippers et al. 2020). Pour résumé ce qui a été détaillé plus haut, le résultat fourni par le PBR ne sera valide que si :

- la population est dans un régime de croissance optimale, ce qui exclut d'emblée les populations stables et en déclin ;
- les individus ne sont soumis à aucune autre menace anthropique, ce qui exclut donc virtuellement toutes les populations d'oiseaux (BirdLife International 2018).

Ces restrictions ne s'appliquent pas aux projections démographiques, car avec cette méthode, les hypothèses sont entièrement maîtrisées par l'utilisateur. La flexibilité de cette approche permet aussi d'inclure plus de réalisme (structure en âge, stochasticité, formes variées de densité-dépendance) dans la modélisation des trajectoires démographiques, chose qui n'est absolument pas possible avec le PBR (Horswill et al. 2017, O'Brien et al. 2017).

3. Définition de la population : échelle spatiale et impacts cumulés

Comme mentionné plus haut, pour évaluer un impact démographique, il est indispensable de renseigner l'effectif de la population à laquelle appartiennent les individus exposés au risque de collision. Cela nécessite donc, au préalable, de définir clairement la population « cible » et d'en

délimiter les contours. Cet exercice est souvent difficile car les individus d'une espèce sont rarement répartis dans l'espace en noyaux strictement isolés, et le degré d'interactions (échanges génétiques, etc.) entre ces individus n'est pas connu. De plus, il n'existe pas de consensus dans la littérature scientifique sur la définition, même théorique, d'une population en écologie (Debouzie 1999; Berryman 2002). Une définition très générique considère la population comme un « groupe d'individus de la même espèce » (Berryman 2002; Jax 2006), mais une définition plus précise est nécessaire pour refléter les propriétés émergentes propres à l'échelle populationnelle, et qui ne peuvent pas être appréhender à l'échelle de l'individu ni à celle de l'espèce (Debouzie 1999). Certains la définissent alors comme un « groupe d'individus d'une espèce donnée vivant dans une localité particulière dont les limites spatiales sont déterminées par des barrières naturelles [...] » (Andrewartha & Birch 1954; Den Boer 1968) ; ou encore comme un « groupe d'individus conspécifiques occupant un habitat naturel [...] et dont la dynamique est largement dominée par les processus de survie et de fécondité » (Huffaker 1999; Berryman 2002).

La notion de population est en tout cas un concept à géométrie variable, et les relations entre individus d'une même espèce conduisant au fonctionnement en population s'expriment en fait à différentes échelles spatiales. On peut distinguer quatre échelles : celle de l'*individu*, de la *population locale*, de la *population régionale* et de la *population globale* (Goodwin & Fahrig 1998). Les deux échelles extrêmes, celle de l'individu et celle de la population globale (répartition mondiale de l'espèce) ne sont pas pertinentes pour une analyse d'impact démographique de collisions avec des éoliennes ; seules les échelles *locale* et *régionale* le sont. La population locale englobe seulement les individus ayant une probabilité élevée de se rencontrer, bien supérieure à la probabilité d'interagir avec les individus d'un autre noyau de population. A cette échelle, on choisit donc d'ignorer les relations inter-individuelles à « grande distance ²²» (dispersion) car elles sont trop peu fréquentes. L'échelle de la population régionale comprend toutes les populations locales au sein d'une région particulière, incluant donc une fraction importante des mouvements de dispersion, même ceux à grande distance qui sont plus rares. La distinction entre les échelles locale et régionale est ainsi déterminée par la probabilité d'échanges entre individus ou groupes d'individus, et elle est donc inféodée aux capacités de dispersion (distribution des distances de dispersion) de l'espèce considérée. La notion de *distance de dispersion* est donc centrale pour la définition de population.

Etant donné que les niveaux d'échanges inter-groupes (immigration, émigration) ne sont quasiment jamais connus, il n'est pas réaliste de chercher à modéliser explicitement, dans l'analyse démographique d'impact des collisions, les processus d'immigration et d'émigration à l'échelle de la métapopulation régionale. Dans ce contexte, il est donc nécessaire de faire un choix d'échelle (locale ou régionale), et d'y appliquer un modèle démographique dans lequel on considère la population comme « close », en termes d'émigration/immigration, à cette échelle. Ce choix d'échelle est en partie subjectif, mais il doit avant tout refléter les enjeux du projet évalué et les objectifs de conservation pour l'espèce étudiée. Par exemple, si l'étude d'impact se focalise sur un seul parc éolien et/ou qu'on attribue à chaque noyau de population une valeur particulière (écologique, fonctionnelle, culturelle, esthétique ; Sanderson 2006), il est alors pertinent d'opter pour une analyse à l'échelle « locale ». En revanche, si on s'intéresse aux impacts cumulés de plusieurs parcs éoliens et que l'objectif est de conserver l'espèce à l'échelle d'une région administrative ou écologique, il faut alors délimiter les contours de la (méta-)population à une échelle régionale. On note que la méthode des projections démographiques permet, sans difficulté particulière, d'évaluer l'impact cumulé de plusieurs parcs éoliens à n'importe quelle échelle. La difficulté ne réside donc pas tant dans la méthode d'analyse que dans l'accès aux données nécessaires (mortalités sur plusieurs parcs, et effectifs de l'espèce sur une région assez vaste).

²² La notion de « grande distance » ne sera pas la même d'une espèce à l'autre. Cette distance dépendra des capacités et du comportement de déplacement, y compris la dispersion, de l'espèce.

Ce choix d'échelle doit néanmoins être fait avec précaution. En effet, si l'objectif est d'évaluer l'impact des collisions locales sur un noyau de population bien précis, certains biais peuvent être induits par le choix d'une échelle spatiale trop large ou trop réduite. Si on considère le noyau en question comme représentant la totalité de la population (choix d'une échelle très locale), cela revient à ignorer les échanges qui peuvent exister avec les individus situés en dehors de ce noyau. Dans ce cas, les projections auront tendance à surestimer l'impact local, car on ignore le fait que les échanges extérieurs vont en partie compenser les pertes locales via l'immigration (effet de *compensation*). De plus, cela conduira à ignorer complètement le fait que les collisions locales ont aussi, indirectement, un impact sur les autres noyaux de population qui exportent des individus vers le noyau focal (effet « d'appel d'air »). En définissant une population plus large, à l'échelle régionale, on pourra se prémunir de ces biais, mais on perdra en résolution car l'impact estimé ne reflètera pas nécessairement les pertes subies localement par le noyau focal. Par exemple, on pourrait très bien avoir un impact faible sur la population régionale, mais au sein de laquelle un noyau subirait un impact local bien plus important pouvant le conduire à s'approcher de l'extinction. Comme indiqué plus haut, dans le cas d'une analyse à l'échelle régionale, il sera important de considérer le cumul des impacts de tous les parcs éoliens présents sur la région définie. Dans tous les cas, le choix de la zone à considérer pour définir la population doit conduire à incorporer l'ensemble des parcs de cette zone dans l'analyse d'impact.

Une fois que l'échelle spatiale pertinente a été choisie, deux approches sont possibles pour fixer les limites spatiales et définir la population à prendre en compte dans l'analyse : (i) si les connaissances sont suffisantes, on pourra utiliser les contours d'un ensemble écologique cohérent pour l'espèce étudiée dans la région ou localité concernée ; autrement, (ii) on pourra fixer des limites spatiales en se basant sur les distances de dispersion (distribution statistique) de l'espèce en question. Un travail de réflexion sur cette problématique a été mené au sein du projet MAPE pour aboutir à une série de recommandations spécifiques qui seront rendues accessibles au public.

4. Conclusion

Au vu de cette analyse critique, nous en concluons que la méthode des projections démographiques est beaucoup mieux adaptée à l'objectif d'évaluation des conséquences des collisions sur les populations d'oiseaux que le PBR. La méthode d'analyse développée dans le cadre du projet MAPE, et qui sera rendue accessible aux bureaux d'études et aux services de l'état via une application informatique, reposera donc sur cette approche.

Cet outil permettra de réaliser des simulations démographiques afin de comparer la trajectoire d'une population avec mortalités additionnelles, dues aux collisions d'un ou plusieurs parcs éoliens (impacts cumulés), à sa trajectoire selon un *scénario de référence*, sans mortalité additionnelle (voir Figure 3). L'impact sera quantifié à partir de la différence relative, entre ces deux scénarios, en termes d'effectif de population prédit au bout de plusieurs années (par exemple : 30 ans), selon le temps d'exploitation prévu pour les parcs éoliens concernés. Le modèle démographique utilisé inclura (i) de la structure en âge, (ii) de la stochasticité environnementale et (iii) de la stochasticité démographique dans le cas de petites populations. Concernant la compensation des mortalités, une relation de densité-dépendance compensatoire sera incluse mais seulement pour les populations en croissance car c'est le seul cas où la relation peut effectivement être évaluée (Horswill et al. 2017, O'Brien et al. 2017).

5. Références

- Andrewartha, H. G., and L. C. Birch. 1954. The distribution and abundance of animals. University of Chicago press.
- Band, W., M. Madders, and D. P. Whitfield. 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. Pages 259–275 in M. de Lucas, G. F. E. Janns, and M. Ferrer, editors. Birds and wind farms: Risk assessment and mitigation. Quercus Editions, Madrid, Spain.
- Beissinger, S. R., and D. R. McCullough. 2002. Population viability analysis. University of Chicago Press.
- Bellebaum, J., F. Korner-Nievergelt, T. Dürr, and U. Mammen. 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation* 21:394–400.
- Bernardino, J., R. Bispo, H. Costa, and M. Mascarenhas. 2013. Estimating bird and bat fatality at wind farms: a practical overview of estimators, their assumptions and limitations. *New Zealand Journal of Zoology* 40:63–74.
- Berryman, A. A. 2002. Population: a central concept for ecology? *Oikos* 97:439–442.
- Beverton, R. J. H., and S. J. Holt. 2012. On the dynamics of exploited fish populations. Springer Science & Business Media.
- BirdLife International. 2018. L'état des populations d'oiseaux dans le monde.
- Den Boer, P. J. 1968. Spreading of risk and stabilization of animal numbers. *Acta biotheoretica* 18:165–194.
- Van Bommel, F. 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge.
- Boyce, M. S. 1992. Population viability analysis. *Annual review of Ecology and Systematics* 23:481–497.
- Busch, M., and S. Garthe. 2016. Approaching population thresholds in presence of uncertainty: Assessing displacement of seabirds from offshore wind farms. *Environmental Impact Assessment Review* 56:31–42.
- Carrete, M., J. A. Sánchez-Zapata, J. R. Benítez, M. Lobón, and J. A. Donazar. 2009. Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation* 142:2954–2961.
- Caswell, H. 2001. Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation. Second edition. Sinauer Associates, Sunderland MA.
- Cooke, J., R. Leaper, P. Wade, D. Lavigne, and B. Taylor. 2012. Management rules for marine mammal populations: A response to Loneragan. *Marine Policy* 36:389–392.
- Curtis, K. A., and J. E. Moore. 2013. Calculating reference points for anthropogenic mortality of marine turtles. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23:441–459.
- Debouzie, D. 1999. La notion de population en dynamique et génétique des populations. *Natures Sciences Sociétés* 7:19–26.
- Diffendorfer, J. E., J. A. Beston, M. D. Merrill, J. C. Stanton, M. D. Corum, S. R. Loss, W. E. Thogmartin, D. H. Johnson, R. A. Erickson, and K. W. Heist. 2015. Preliminary methodology to assess the national

and regional impact of US wind energy development on birds and bats: US Geological Survey Scientific Investigations Report 2015-506.

Dillingham, P. W., and D. Fletcher. 2008. Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using a simple decision rule and allometric relationships. *Biological Conservation* 141:1783–1792.

Dillingham, P. W., and D. Fletcher. 2011. Potential biological removal of albatrosses and petrels with minimal demographic information. *Biological Conservation* 144:1885–1894.

Drewitt, A. L., and R. H. W. Langston. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148:29–42.

Eberhardt, L. L., J. M. Breiwick, and D. P. Demaster. 2008. Analyzing population growth curves. *Oikos* 117:1240–1246.

Enríquez-de-Salamanca, Á. 2018. Stakeholders' manipulation of Environmental Impact Assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 68:10–18.

Errington, P. L. 1945. Some contributions of a fifteen-year local study of the northern bobwhite to a knowledge of population phenomena. *Ecological Monographs* 15:2–34.

Flyvbjerg, B. 2007. Policy and planning for large-infrastructure projects: problems, causes, cures. *Environment and Planning B: planning and design* 34:578–597.

Fox, A. D., M. Desholm, J. Kahlert, T. K. Christensen, and I. B. Krag Petersen. 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis* 148:129–144.

Fox, A. D., and I. K. Petersen. 2019. Offshore wind farms and their effects on birds. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 113:86–101.

Frick, W. F., E. F. Baerwald, J. F. Pollock, R. M. R. Barclay, J. A. Szymanski, T. J. Weller, A. L. Russell, S. C. Loeb, R. A. Medellin, and L. P. McGuire. 2017. Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. *Biological Conservation* 209:172–177.

Fryxell, J. M., C. Packer, K. McCann, E. J. Solberg, and B.-E. Saether. 2010. Resource management cycles and the sustainability of harvested wildlife populations. *Science* 328:903–906.

García-Ripollés, C., and P. López-López. 2011. Integrating effects of supplementary feeding, poisoning, pollutant ingestion and wind farms of two vulture species in Spain using a population viability analysis. *Journal of Ornithology* 152:879–888.

Gigerenzer, G., and W. Gaissmaier. 2011. Heuristic decision making. *Annual review of psychology* 62:451–482.

Goodwin, B. J., and L. Fahrig. 1998. Spatial scaling and animal population dynamics. *Ecological Scale: Theory and Application*. Columbia University Press, New York.

Grant, E. H. C., D. A. W. Miller, B. R. Schmidt, M. J. Adams, S. M. Amburgey, T. Chambert, S. S. Cruickshank, R. N. Fisher, D. M. Green, B. R. Hossack, P. T. J. Johnson, M. B. Joseph, T. A. G. Rittenhouse, M. E. Ryan, J. H. Waddle, S. C. Walls, L. L. Bailey, G. M. Fellers, T. A. Gorman, A. M. Ray, D. S. Pilliod, S. J. Price, D. Saenz, W. Sadinski, and E. Muths. 2016. Quantitative evidence for the effects of multiple drivers on continental-scale amphibian declines. *Scientific Reports* 6.

Green, R. E., R. H. W. Langston, A. McCluskie, R. Sutherland, and J. D. Wilson. 2016. Lack of sound science in assessing wind farm impacts on seabirds. *Journal of Applied Ecology* 53:1635–1641.

- Grünkorn, T., J. von Rönn, J. Blew, G. Nehls, S. Weitekamp, and H. Timmermann. 2016. Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif-) Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS): Verbundprojekt: F & E-Vorhaben Windenergie, Abschlussbericht 2016. BioConsult SH.
- Herrando-Pérez, S., S. Delean, B. W. Brook, and C. J. A. Bradshaw. 2012. Decoupling of component and ensemble density feedbacks in birds and mammals. *Ecology* 93:1728–1740.
- Horswill, C., S. H. O'Brien, and R. A. Robinson. 2017. Density dependence and marine bird populations: are wind farm assessments precautionary? *Journal of Applied Ecology* 54:1406–1414.
- Horswill, C., and R. A. Robinson. 2015. Review of Seabird Demographic Rates and Density Dependence. JNCC Report no. 552.
- Huffaker, C. 1999. Dynamics and regulation of insect populations. *Ecological entomology*:269–312.
- Jax, K. 2006. Ecological units: definitions and application. *The quarterly review of biology* 81:237–258.
- Kindsvater, H. K., N. K. Dulvy, C. Horswill, M.-J. Juan-Jordá, M. Mangel, and J. Matthiopoulos. 2018. Overcoming the data crisis in biodiversity conservation. *Trends in ecology & evolution* 33:676–688.
- Korner-Nievergelt, F., C. Brossard, R. Filliger, J. Gremaud, A. Lugon, O. Mermoud, M. Schaub, and S. Wechsler. 2016. Effets cumulés des éoliennes du Jura vaudois et des régions limitrophes sur l'avifaune et les chi-roptères.
- Lande, R. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *The American Naturalist* 142:911–927.
- Lande, R., S. Engen, and B.-E. Saether. 2003. *Stochastic population dynamics in ecology and conservation*. Oxford University Press on Demand.
- Larkin, P. A. 1977. An Epitaph for the Concept of Maximum Sustained Yield. *Transactions of the American Fisheries Society* 106:1–11.
- Leopold, M. F., M. Boonman, M. P. Collier, N. Davaasuren, R. H. Jongbloed, S. Lagerveld, J. T. van der Wal, and M. M. Scholl. 2014. A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. IMARES.
- Loneragan, M. 2011. Potential biological removal and other currently used management rules for marine mammal populations: A comparison. *Marine Policy* 35:584–589.
- Martin, T. G., M. A. Burgman, F. Fidler, P. M. Kuhnert, S. Low-Choy, M. McBride, and K. Mengersen. 2012. Eliciting expert knowledge in conservation science. *Conservation Biology* 26:29–38.
- Masden, E. A. 2010. *Assessing the cumulative impacts of wind farms on birds*. University of Glasgow.
- May, R., E. A. Masden, F. Bennet, and M. Perron. 2019. Considerations for upscaling individual effects of wind energy development towards population-level impacts on wildlife. *Journal of Environmental Management* 230:84–93.
- Miller, J. A. O., R. W. Furness, M. Trinder, and J. Matthiopoulos. 2019. The sensitivity of seabird populations to density-dependence, environmental stochasticity and anthropogenic mortality. *Journal of Applied Ecology* 56:2118–2130.
- Mills, L. S., and M. S. Lindberg. 2002. *Sensitivity analysis to evaluate the consequences of conservation actions. Population viability analysis*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA:338–366.

- Milner-Gulland, E. J., and H. R. Akçakaya. 2001. Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecology & Evolution* 16:686–692.
- Moore, J. E., K. A. Curtis, R. L. Lewison, P. W. Dillingham, J. M. Cope, S. V Fordham, S. S. Heppell, S. A. Pardo, C. A. Simpfendorfer, and G. N. Tuck. 2013. Evaluating sustainability of fisheries bycatch mortality for marine megafauna: a review of conservation reference points for data-limited populations. *Environmental Conservation* 40:329–344.
- Morris, W. F., and D. F. Doak. 2002. *Quantitative conservation biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA, USA.
- Niel, C., and J. Lebreton. 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19:826–835.
- NIRAS. 2016. Common Scoter Assessment Smålandsfarvandet and Sejerø Bugt Offshore Windfarms.
- NMFS. 1994. Annual Report to Congress Regarding Administration of the Marine Mammal Protection Act, Office of Protected Resources, National Marine Fisheries Service.
- O'Brien, S. H., A. S. C. P. Cook, and R. A. Robinson. 2017. Implicit assumptions underlying simple harvest models of marine bird populations can mislead environmental management decisions. *Journal of environmental management* 201:163–171.
- Poot, M. J. M., P. W. van Horssen, M. P. Collier, R. Lensink, and S. Dirksen. 2011. Effect studies Offshore Wind Egmond aan Zee: cumulative effects on seabirds. A modelling approach to estimate effects on population levels in seabirds. NoordzeeWind Report OWEZ_R_212_20111021_Cumulative_Effects. Bureau Waardenburg report:11–26.
- Punt, A. E., P. Moreno, J. R. Brandon, and M. A. Mathews. 2018. Conserving and recovering vulnerable marine species: a comprehensive evaluation of the US approach for marine mammals. *ICES Journal of Marine Science* 75:1813–1831.
- Punt, A. E., M. Siple, T. B. Francis, P. S. Hammond, D. Heinemann, K. J. Long, J. E. Moore, M. Sepúlveda, R. R. Reeves, and G. M. Sigurðsson. 2020. Robustness of potential biological removal to monitoring, environmental, and management uncertainties. *ICES Journal of Marine Science*.
- Reed, J. M., L. S. Mills, J. B. Dunning Jr, E. S. Menges, K. S. McKelvey, R. Frye, S. R. Beissinger, M. Anstett, and P. Miller. 2002. Emerging issues in population viability analysis. *Conservation biology* 16:7–19.
- Ricker, W. E. 1954. Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 11:559–623.
- Rose, K. A., J. H. Cowan Jr, K. O. Winemiller, R. A. Myers, and R. Hilborn. 2001. Compensatory density dependence in fish populations: importance, controversy, understanding and prognosis. *Fish and Fisheries* 2:293–327.
- Rydell, J., H. Engström, A. Hedenström, J. K. Larsen, J. Pettersson, and M. Green. 2012. The effect of wind power on birds and bats. Page A synthesis. Report.
- Saether, B., and S. Engen. 2002. Pattern of variation in avian population growth rates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 357:1185–1195.
- Saether, B.-E., V. Grøtan, S. Engen, T. Coulson, P. R. Grant, M. E. Visser, J. E. Brommer, B. Rosemary Grant, L. Gustafsson, B. J. Hatchwell, K. Jerstad, P. Karell, H. Pietiäinen, A. Roulin, O. W. Røstad, and H. Weimerskirch. 2016. Demographic routes to variability and regulation in bird populations. *Nature Communications* 7:12001.

- Sanderson, E. W. 2006. How many animals do we want to save? The many ways of setting population target levels for conservation. *BioScience* 56:911–922.
- Sanz-Aguilar, A., J. A. Sánchez-Zapata, M. Carrete, J. R. Benítez, E. Ávila, R. Arenas, and J. A. Donazar. 2015. Action on multiple fronts, illegal poisoning and wind farm planning, is required to reverse the decline of the Egyptian vulture in southern Spain. *Biological Conservation* 187:10–18.
- Schaefer, M. B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* 1:23–56.
- Schaub, M. 2012. Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biological Conservation* 155:111–118.
- Schippers, P., R. Buij, A. Schotman, J. Verboom, H. van der Jeugd, and E. Jongejans. 2020. Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. *Ecology and Evolution* 10:6274–6287.
- Schuster, E., L. Bulling, and J. Köppel. 2015. Consolidating the state of knowledge: a synoptical review of wind energy's wildlife effects. *Environmental management* 56:300–331.
- Serrano, D., A. Margalida, J. M. Pérez-García, J. Juste, J. Traba, F. Valera, M. Carrete, J. Aihartza, J. Real, and S. Mañosa. 2020. Renewables in Spain threaten biodiversity. *Science (New York, NY)* 370:1282–1283.
- Sörqvist, P. 2016. Grand challenges in environmental psychology. *Frontiers in psychology* 7:583.
- Stearns, S. C. 1992. *The Evolution of Life Histories*. OUP Oxford.
- Sutherland, W. J. 2001. Sustainable exploitation: a review of principles and methods. *Wildlife Biology* 7:131–140.
- Teske, S., D. Giurco, T. Morris, K. Nagrath, F. Mey, C. Briggs, E. Dominish, and N. Florin. 2019. *Achieving the Paris Climate Agreement Goals: Global and Regional 100% Renewable Energy Scenarios to Achieve the Paris Agreement Goals with Non-Energy GHG Pathways for+ 1.5° C and+ 2° C*. Springer: Cham, Germany.
- Thomas, C. D. 1990. What Do Real Population Dynamics Tell Us About Minimum Viable Population Sizes? *Conservation Biology* 4:324–327.
- Traill, L. W., C. J. A. Bradshaw, and B. W. Brook. 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139:159–166.
- Traill, L. W., B. W. Brook, R. R. Frankham, and C. J. A. Bradshaw. 2010. Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. *Biological Conservation* 143:28–34.
- Wade, P. R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14:1–37.
- Williams, A., and K. Dupuy. 2017. Deciding over nature: Corruption and environmental impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 65:118–124.
- Zhou, S., and S. P. Griffiths. 2008. Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE): A new quantitative ecological risk assessment method and its application to elasmobranch bycatch in an Australian trawl fishery. *Fisheries Research* 91:56–68.