



Effets simulés des éoliennes sur la chauve-souris cendrée (*Lasiurus cinereus*) selon trois scénarios de mortalité

Jérôme Lemaître

Volume 148, Number 1, Spring 2024

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/1111873ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/1111873ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (print)

1929-3208 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Lemaître, J. (2024). Effets simulés des éoliennes sur la chauve-souris cendrée (*Lasiurus cinereus*) selon trois scénarios de mortalité. *Le Naturaliste canadien*, 148(1), 67–81. <https://doi.org/10.7202/1111873ar>

Article abstract

Bats play a key role in ecosystems. While wind turbines kill thousands of individuals each year, the effect this has on bat populations remains unclear. The present study used simulations to evaluate the impact of wind turbine-induced mortality on the hoary bat (*Lasiurus cinereus*) in Québec (Canada). Standard turbine use was compared to one incorporating a mitigation measure. Population dynamics were simulated for a 100-year period using population sizes and potential growth rates in the absence of turbines obtained from scientific literature and bat experts. The effects of turbine mortality were integrated using data from Québec. Under the hypothesis of a uniform population distribution and a growth rate of 1.015, current standard wind turbine use resulted in a 20% decrease in the initial population after 100 years, whereas this was not the case when a mitigation measure was used that reduced mortality by 50%. Under standard turbine use, an initial population of 70,000 individuals was needed to achieve an 80% probability of persistence, whereas a population of 47,000 individuals was sufficient if an appropriate mitigation measure was used. Given the mortality caused by wind turbines and the conservation status of bats, it appears necessary to adopt measures to mitigate mortality.

Effets simulés des éoliennes sur la chauve-souris cendrée (*Lasiurus cinereus*) selon trois scénarios de mortalité

Jérôme Lemaître

Résumé

Les chauves-souris jouent un rôle clé dans les écosystèmes. Si les éoliennes tuent des milliers d'individus par année, les effets sur les populations demeurent incertains. La présente étude utilise des simulations afin d'évaluer l'effet des éoliennes sur les populations de chauves-souris cendrées (*Lasiurus cinereus*) au Québec, avec et sans mesure d'atténuation. J'ai simulé les dynamiques de populations sur 100 ans, en utilisant des tailles de population et des taux de croissance issus de la littérature et d'avis d'experts. J'ai intégré les effets de la mortalité causée par les éoliennes, à partir de données québécoises. Selon l'hypothèse de répartition uniforme de la population et un taux de croissance de 1,015, la mortalité causée par les éoliennes engendrait une baisse de 20 % de la population initiale après 100 ans alors que ce n'était pas le cas avec une mesure d'atténuation qui réduisait la mortalité de 50 %. Avec les éoliennes, il fallait 70 000 individus dans la population initiale pour atteindre une probabilité de persistance de 80 % alors que 47 000 individus suffisaient avec la mesure d'atténuation. Étant donné la mortalité engendrée par les éoliennes et la précarité des chauves-souris, il apparaît nécessaire d'adopter des mesures visant à atténuer cette mortalité.

MOTS-CLÉS : chauve-souris cendrée, déclin des populations, développement éolien, mortalité, simulation mathématique

Abstract

Bats play a key role in ecosystems. While wind turbines kill thousands of individuals each year, the effect this has on bat populations remains unclear. The present study used simulations to evaluate the impact of wind turbine-induced mortality on the hoary bat (*Lasiurus cinereus*) in Québec (Canada). Standard turbine use was compared to one incorporating a mitigation measure. Population dynamics were simulated for a 100-year period using population sizes and potential growth rates in the absence of turbines obtained from scientific literature and bat experts. The effects of turbine mortality were integrated using data from Québec. Under the hypothesis of a uniform population distribution and a growth rate of 1.015, current standard wind turbine use resulted in a 20% decrease in the initial population after 100 years, whereas this was not the case when a mitigation measure was used that reduced mortality by 50%. Under standard turbine use, an initial population of 70,000 individuals was needed to achieve an 80% probability of persistence, whereas a population of 47,000 individuals was sufficient if an appropriate mitigation measure was used. Given the mortality caused by wind turbines and the conservation status of bats, it appears necessary to adopt measures to mitigate mortality.

KEYWORDS: hoary bat, mathematical simulation, mortality, population decline, wind development

Introduction

Les chauves-souris : organismes utiles et menacés

Les chauves-souris jouent un rôle clé dans les écosystèmes. Elles contribuent notamment au contrôle des populations d'insectes nuisibles (Ramírez-Francel et collab., 2022). En Amérique du Nord, la valeur des services écologiques rendus par les chauves-souris est estimée entre 3,7 et 53 milliards de dollars américains annuellement (Boyles et collab., 2011). Le Québec compte 8 espèces de chauves-souris. Cinq sont cavernicoles et résident dans la province à l'année alors que les 3 autres — dont la chauve-souris cendrée (*Lasiurus cinereus*) qui fait l'objet de la présente étude — sont migratrices et hivernent dans le sud de l'Amérique du Nord (Lemaître et collab., 2017).

À l'heure actuelle, la plupart des espèces de chauves-souris se trouvent dans une situation précaire en raison des

menaces qui pèsent sur elles (Lemaître et collab., 2017). Pour les espèces cavernicoles, la menace la plus préoccupante est une infection fongique appelée « syndrome du museau blanc » (SMB). Ce champignon provenant d'Europe est apparu sur le continent, dans l'État de New York, et s'est propagé à une vitesse moyenne de 230 km/année (Lorch et collab., 2011). Les populations fréquentant les hibernacles infectés ont été presque totalement décimées (Turner et collab., 2011). Dans la province, les déclinés observés dans les hibernacles dépassent 90 % des individus pour la petite chauve-souris brune (*Myotis*

Jérôme Lemaître est chercheur en écologie et en conservation de la faune, spécialiste des interactions faune/éolien au ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs.

jerome.lemaitre@mffp.gouv.qc.ca

lucifugus), la chauve-souris nordique (*Myotis septentrionalis*) et la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*) (COSEPAC, 2013; Turner et collab., 2011). Les chauves-souris migratrices ne semblent pas, quant à elles, touchées par le SMB (Foley et collab., 2011). En plus du SMB, d'autres menaces pèsent sur ces organismes, dont l'éradication des colonies, la perte d'habitat, la contamination chimique ou la mortalité causée par les éoliennes (Boyles et Brack, 2009; COSEPAC, 2013; Frick et collab., 2010).

Mortalité chez les chauves-souris dans les parcs éoliens

On distingue 2 types d'effets du développement éolien sur la faune ailée : les effets directs et les effets indirects. Le principal effet direct est la collision des individus avec les structures, ce qui engendre leur mort subite (Lemaître et collab., 2017). On place également le barotraumatisme¹ dans cette catégorie. Les effets indirects, quant à eux, peuvent nuire à la survie et au succès reproducteur à long terme, par exemple, par la perte et la fragmentation de l'habitat causées par la construction d'un parc éolien.

Les effets directs sont étudiés grâce à des programmes de suivi de la mortalité de la faune ailée au pied et à proximité des éoliennes. Ces programmes permettent d'estimer le nombre total de chauves-souris mortes par parc éolien, qui peut être converti en taux de mortalité par éolienne ou par mégawatt pour fin de comparaison avec d'autres parcs. Le calcul du nombre total de chauves-souris mortes à partir du nombre de carcasses trouvées au pied et à proximité des éoliennes nécessite l'utilisation de facteurs de correction pour, entre autres, établir l'efficacité de détection des carcasses par les observateurs, la durée de persistance des carcasses au sol et la superficie du territoire qui a été couverte par les recherches (voir détails méthodologiques dans MDDEFP, 2013 et MRNF, 2008). À l'heure actuelle, plus d'une centaine de suivis relatifs à la mort des chauves-souris ont été publiés pour l'Amérique du Nord, principalement aux États-Unis (Erickson et collab., 2014; Loss et collab., 2013; Strickland et collab., 2011), mais aussi au Canada (MacGregor et Lemaître, 2020; Zimmerling et Francis, 2016; Zimmerling et collab., 2013).

Quantifier l'effet des éoliennes sur les populations de chauves-souris

Des méta-analyses ont révélé que les éoliennes tuaient de 196 000 à 880 000 chauves-souris par année aux États-Unis, toutes espèces confondues (Arnett et Baerwald, 2013; Hayes, 2013; Smallwood, 2013). Au regard de ces chiffres, la communauté scientifique s'interroge à savoir si les chauves-souris sont capables de supporter une telle pression sur leurs populations ou si cela les mènera vers le déclin.

Deux paramètres démographiques sont essentiels pour élucider cette question : la taille de la population et son

taux de croissance. En effet, la mort d'un millier d'individus aura une incidence beaucoup plus grande sur une population de 10 000 individus (taux de mortalité : 10 %) que sur une population de 100 000 individus (taux de mortalité : 1 %). De la même manière, une population en forte croissance supportera plus facilement une mortalité élevée en comparaison avec une population stable ou en décroissance.

Un manque de connaissances qui pourrait nuire aux chauves-souris

Malheureusement, les populations de chauves-souris sont très complexes à étudier. Les individus sont cryptiques, ils se déplacent principalement la nuit, et il est difficile de différencier les espèces sans manipuler les individus (Lentini et collab., 2015). En conséquence, les paramètres démographiques des populations de chauves-souris sont présentement mal connus et devraient le demeurer à moyen terme (Lentini et collab., 2015). Dès lors, comment déterminer les tendances des populations et leur résilience aux différentes menaces ?

Les simulations mathématiques à la rescousse des chauves-souris

En l'absence de données empiriques, Frick et collab. (2017) ont simulé l'évolution de populations virtuelles de la chauve-souris cendrée, une espèce migratrice, pour évaluer sa résilience au développement éolien. Ils ont choisi cette espèce, car elle représente une portion importante (38 %) des carcasses de chauves-souris trouvées dans les parcs éoliens de l'Amérique du Nord (Arnett et Baerwald, 2013). De plus, la chauve-souris cendrée est l'espèce de chauve-souris la plus largement répandue en Amérique du Nord. Même si ses préférences d'habitat ne sont pas encore bien connues, on sait que sa limite de répartition nordique correspond à celle des arbres (Andersen et collab., 2022; Gonzalez et collab., 2016). Au Québec, le statut de cette espèce est en cours d'examen et elle est susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable en vertu de la *Loi sur les espèces menacées et vulnérables*.

Réduction importante du nombre de chauves-souris cendrées selon les simulations

Selon l'hypothèse la plus probable, la taille de la population de la chauve-souris cendrée en Amérique du Nord serait de 2,5 millions d'individus et son taux de croissance en l'absence de mortalité causée par les éoliennes serait de 0,15 % (Frick et collab., 2017). Or, les simulations indiquaient que le taux de croissance devrait être d'au moins 6 % par année pour maintenir une population stable de chauves-souris cendrées en présence de développement éolien, soit 40 fois le taux de croissance le plus probable. Toujours selon l'hypothèse la plus probable, la taille de la population nord-américaine de la chauve-souris cendrée serait réduite de 90 % d'ici 50 ans et sa probabilité d'extinction augmenterait de 22 % en conséquence de la mortalité additionnelle causée par le développement éolien (Frick et collab., 2017).

1. Le barotraumatisme est un dommage physique causé par une rapide chute de pression d'air, comme ce peut être le cas à proximité des pales des éoliennes en mouvement. Cette baisse de pression peut provoquer une dilatation excessive des poumons et des hémorragies internes chez les chauves-souris qui passent à proximité des éoliennes (Gouvernement du Québec, 2024).

Une mesure d'atténuation qui pourrait limiter la mortalité

Plusieurs mesures d'atténuation ont été testées pour tenter de réduire les collisions et les barotraumatismes des chauves-souris avec les éoliennes (Arnett et collab., 2013). À l'heure actuelle, une mesure se démarque par son efficacité; il s'agit d'augmenter la vitesse de vent minimale de démarrage des éoliennes (c'est-à-dire la vitesse de vent minimale à laquelle l'éolienne peut commencer à tourner et à générer de l'électricité) les nuits de faible vent puisque c'est lors de ces périodes que les chauves-souris sont les plus actives (Lemaître et collab., 2017). Une synthèse portant sur une dizaine de parcs éoliens a montré qu'il y avait une réduction d'au moins 50 % du nombre d'individus tués chez les chauves-souris lorsque la vitesse de démarrage des éoliennes était augmentée de 1,5 m/s au-dessus de la vitesse de démarrage recommandée par le fabricant, qui était de 3 à 4 m/s de vent (Arnett et collab., 2013). Ainsi, l'augmentation de la vitesse de démarrage des éoliennes réduisait efficacement le nombre d'individus tués chez les chauves-souris. À ma connaissance, cette mesure n'est pas appliquée dans les parcs éoliens du Québec à l'heure d'écrire ces lignes.

Tester les modèles mathématiques avec des données empiriques

Alors que le Canada est l'un des grands producteurs d'énergie éolienne (9^e rang mondial en 2021; Noel et collab., 2022), la plupart des études nord-américaines sur la mortalité des chauves-souris causée par les éoliennes ont eu lieu aux États-Unis (Arnett et Baerwald, 2013; Hayes, 2013; Smallwood, 2013). Jusqu'à récemment, une seule étude sur le sujet avait été réalisée à l'échelle du Canada, et celle-ci considérait uniquement 3 parcs éoliens du Québec alors que la province en compte une quarantaine (Zimmerling et Francis, 2016). En 2020, une étude a documenté la mortalité des chauves-souris dans les parcs éoliens du Québec à partir d'un échantillon de 30 parcs éoliens (MacGregor et Lemaître, 2020). Ces données n'avaient pas été analysées jusqu'alors et elles représentent donc un jeu de données indépendant de celui utilisé par Frick et collab. (2017). Ces données permettraient donc d'évaluer la robustesse des prédictions de Frick et collab. (2017) quant à l'avenir de la chauve-souris cendrée. De plus, le Québec compte pour le tiers de la capacité installée du pays (3 914 MW en 2021) (Noel et collab. 2022). Ici, la capacité installée représente la somme totale de la puissance maximale que toutes les éoliennes du Canada peuvent produire lorsque le vent souffle à sa vitesse maximale.

Objectifs de l'étude

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'effet de la mortalité causée par les éoliennes sur la population de chauves-souris cendrées du Québec à l'aide de simulations mathématiques. Plus précisément, cette étude vise à déterminer les paramètres démographiques nécessaires, soit la taille de la population initiale et son taux de croissance, pour assurer la pérennité de populations simulées sur un horizon de 100 ans, avec et sans effets du développement éolien. Le développement éolien a

été considéré selon 2 scénarios: l'un sans mesure d'atténuation (ce qui est présentement le cas au Québec), et l'autre avec une mesure d'atténuation visant à réduire la mortalité de 50 %, en appliquant le bridage des pales les nuits de faible vent. Les résultats devraient permettre d'émettre des recommandations sur la conciliation du développement éolien avec les besoins de préservation de la chauve-souris cendrée au Québec.

Méthodes

Les simulations utilisées dans cette étude sont reprises de celles développées par Frick et collab. (2017). Toutefois, alors que les auteurs se concentraient sur l'Amérique du Nord, je me suis concentré sur le Québec. Ainsi, les taux de croissance identifiés par Frick et collab. (2017) ont été corrigés d'après les tailles estimées des populations pour correspondre à l'échelle du Québec, selon 3 hypothèses de répartition continentale de l'espèce. De plus, l'estimation de la mortalité utilisée est indépendante de celle utilisée par Frick et collab. (2017), car elle provenait d'une étude comportant des données de mortalité inédites pour le Québec (MacGregor et Lemaître, 2020). Enfin, cette étude se distingue de celle de Frick et collab. (2017) par le fait qu'elle considère 2 scénarios de mortalité, l'un avec une mesure d'atténuation et l'autre sans (tableau 1).

Estimer la taille de la population et le taux de croissance de la chauve-souris cendrée

Processus de sollicitation structurée de l'avis des experts

Les données disponibles pour résoudre de nombreux problèmes de conservation sont souvent rares. Malgré tout, des décisions de gestion doivent être prises (Cook et collab., 2010). Des méthodes de sollicitation structurée d'avis d'experts ont été mises au point pour pallier ce manque. Au fil du temps, ces méthodes sont devenues reconnues et couramment utilisées en biologie de la conservation, notamment pour estimer des paramètres démographiques pour des populations méconnues (Kuhnert et collab., 2010; Martin et collab., 2012).

Lorsqu'il y a plusieurs experts, la méthode la plus couramment utilisée est le processus Delphi (MacMillan et Marshall, 2006). Ce processus consiste d'abord à recueillir des informations de chaque expert de manière anonyme afin de garantir l'indépendance des avis et d'éviter les influences extérieures et le biais de conformité de groupe (MacMillan et Marshall, 2006). Les résultats sont ensuite compilés et partagés au sein du groupe. Puis, les experts sont invités à reconsidérer leurs réponses à la lumière des réponses des autres experts. L'itération est une composante clé de la méthode Delphi. Le processus de rétroaction et de révision se poursuit jusqu'à ce que les experts soient satisfaits de leurs réponses respectives (MacMillan et Marshall, 2006).

À l'échelle de l'Amérique du Nord

Frick et collab. (2017) ont sollicité l'avis de 9 experts pour évaluer la taille et le taux de croissance de la population

Tableau 1. Résumé des paramètres, suppositions, hypothèses et scénarios utilisés dans la modélisation. Lorsque c'était pertinent, une comparaison détaillée avec l'étude de Frick et collab. (2017) est présentée.

Paramètre	Frick et collab. (2017)	La présente étude
Aire d'étude	Amérique du Nord	Québec
Taux de croissance (λ)	Basé sur 2 méthodes : 1) Méthode structurée de sollicitation de l'avis d'experts (méthode Delphi) : ($\lambda = 1,015$) ; 2) Une revue de la littérature qui a documenté le taux de croissance de 9 espèces de chauves-souris dans différents endroits du monde : $\lambda_{\text{médiane}} = 1,0025$; $\lambda_{\text{minimum}} = 0,79$; $\lambda_{\text{maximum}} = 1,2$.	Pas d'estimation. Utilisation des taux déterminés par Frick et collab. (2017) dont : – Le plus probable selon l'avis des experts ($\lambda = 1,015$) ; – Ainsi que 3 autres λ couvrant une étendue similaire à leur revue de la littérature : 0,94, 1,1 et 1,18.
Taille de la population (N)	Méthode structurée de sollicitation de l'avis d'experts (méthode Delphi) : – Taille la plus probable : 2,5 millions d'individus en Amérique du Nord ; – Taille minimale : 1 million d'individus ; – Taille maximale : 10 millions d'individus.	À partir des résultats de Frick et collab. (2017), 3 hypothèses ont été considérées : 1) Répartition uniforme : Taille la plus probable $\times$ « proportion qu'occupe le Québec de l'aire de répartition continentale », soit 60 750 individus ; 2) Faible abondance : Taille minimale $\times$ « supposition que le Québec hébergerait 2 fois moins d'individus que prédit par une répartition uniforme », soit 12 100 individus ; 3) Forte abondance : Taille maximale $\times$ « supposition que le Québec hébergerait 2 fois plus d'individus que prédit par une répartition uniforme », soit 486 000 individus.
Données de mortalité	Basé sur Arnett et Baerwald (2013) qui ont estimé la mortalité pour l'Amérique du Nord (128 469 individus).	Basé sur MacGregor et Lemaître (2020) qui ont estimé la mortalité pour le Québec (2 333 individus).
Structure de la population	Population simple ouverte : taux d'immigration = taux d'émigration = 0. Seules la natalité et la mortalité variaient.	
Pourcentage de chauves-souris cendrées	Basé sur Arnett et Baerwald (2013) qui ont calculé que le pourcentage de chauves-souris cendrées dans les suivis de mortalité était de 38 %.	Moyenne d'Arnett et Baerwald (2013), soit 38 % ; et de MacGregor et Lemaître (2020), soit 47 % ; donc : 42,5 %.
Simulation de la stochasticité	Pour simuler le fait que le taux de croissance peut varier d'une saison à l'autre en raison d'événements climatiques ou biologiques, un générateur de nombres aléatoires a été utilisé. Le générateur suivait une distribution log-normale où $\mu = \ln(\lambda)$ et $\sigma^2 = 0,10$.	
Capacité de support	En théorie, la capacité de support correspond à la taille maximale de population qu'un milieu peut supporter. Elle a été fixée à 10 fois la taille de la population initiale dans les simulations, autrement dit, la population ne pouvait pas dépasser ce plafond dans les simulations.*	
Seuil de quasi-extinction [†]	2 500 individus à l'échelle continentale, soit 0,1 % de la taille de la population la plus probable.	303 individus à l'échelle du Québec, soit 0,5 % de la taille de la population, selon l'hypothèse de répartition uniforme. [‡]
Absence de densité-dépendance	Les modélisations présument que la probabilité de collision d'un individu avec une éolienne ne dépend pas de la densité de chauves-souris. Ainsi, le nombre d'individus tués par année est resté constant dans les simulations.	
Stabilité de la population par rapport à son facteur de croissance	Calcul d'un paramètre nommé « stabilité » comme étant la taille de la population à 50 ans divisée par la taille de la population initiale (N_{50}/N_1).	Calcul d'un paramètre nommé « facteur de croissance » comme étant la taille de la population à 100 ans divisée par la taille de la population initiale (N_{100}/N_1). [§]
Probabilité de persistance	La probabilité de persistance de la population était la proportion des 1 000 simulations qui parvenaient à se maintenir au-dessus du seuil de quasi-extinction jusqu'à 100 ans.	
Scénarios de mortalité	3 scénarios ont été considérés : – Scénario en l'absence de mortalité causée par les éoliennes ; – Scénario en présence de mortalité causée par les éoliennes ; – Scénario en présence d'une mesure d'atténuation visant à réduire la mortalité de 50 %. [¶]	

Tableau 1. Résumé des paramètres, suppositions, hypothèses et scénarios utilisés dans la modélisation. Lorsque c'était pertinent, une comparaison détaillée avec l'étude de Frick et collab. (2017) est présentée. (suite)

Paramètre	Frick et collab. (2017)	La présente étude
Nombre de simulations	132 combinaisons ont été effectuées et chacune comprenait 1 000 simulations de l'évolution de la taille des populations sur 100 ans. Chaque combinaison comprenait : – L'un des 4 taux de croissance : 0,94; 1,015; 1,10; 1,18; – L'une des 11 tailles de population initiale : 12 000; 25 000; 50 000; 75 000; 100 000; 150 000; 200 000; 250 000; 300 000; 400 000 et 500 000 individus; – L'un des 3 scénarios de mortalité : en absence de mortalité, en présence de mortalité ou mortalité atténuée de 50 %. Par exemple, la première combinaison considérait : $\lambda = 0,94$, $N_1 = 12\,000$ et mortalité = 0; la deuxième : $\lambda = 0,94$, $N_1 = 25\,000$ et mortalité = 0; et ainsi de suite.	
Taux de mortalité	Le taux de mortalité était la proportion d'individus tués par les éoliennes pour chaque taille de la population initiale. Par exemple, dans le cas des plus petites populations ($N_1 = 12\,000$ individus), le taux de mortalité était de 19,4 % (2 333/12 000). Pour les plus grandes populations ($N_1 = 500\,000$ individus), le taux de mortalité était de 0,47 %. Pour les scénarios avec la mesure d'atténuation, les taux de mortalité ont été divisés par 2.	

* En réalité, la capacité de support peut varier selon les ressources disponibles, mais considérant le manque de données disponibles, cet élément de complexité n'a pas été considéré dans les modélisations.

† Ce seuil représente un point de rupture dans la densité de la population, en dessous duquel celle-ci sera menée à l'extinction, car le nombre d'individus n'est plus suffisant pour pallier les facteurs diminuant la taille de la population.

‡ Au Québec, 0,1 % de la taille de la population la plus probable représente 60 individus. Ce chiffre apparaît trop faible pour représenter un point de rupture et à ce stade, la population québécoise serait trop avancée sur la voie de l'extinction.

§ Le terme facteur de croissance semble plus juste, car la stabilité survient uniquement lorsque $N_{50}/N_1 = 1$ ou $N_{100}/N_1 = 1$. Au-dessus de ce seuil, la population est en croissance et en dessous, elle est en décroissance. Le calcul à 100 ans, plutôt qu'à 50 ans, permet de maintenir une base de comparaison avec les calculs de probabilité de persistance.

¹ Frick et collab. (2017) ont utilisé 10 000 simulations.

² Ce scénario n'a pas été considéré dans l'étude de Frick et collab. (2017).

de chauves-souris cendrées en Amérique du Nord. Les experts ont été sélectionnés en fonction de leur expertise en écologie des chauves-souris migratrices, couvrant divers domaines tels que la dynamique des populations, la génétique, la physiologie, l'histoire de vie et la conservation.

Pour minimiser les biais de surconfiance, la méthode Delphi a été mise en œuvre en 4 étapes (Frick et collab., 2017). Les experts ont été invités à fournir une estimation minimale, une estimation maximale et une estimation la plus probable, tout en classant leur niveau de confiance voulant que la vraie valeur se situe entre les estimations minimale et maximale. De plus, leur méthodologie a inclus des sessions de formation où les experts se sont familiarisés avec le processus en utilisant des questions-tests. Ce processus itératif a été répété plusieurs fois jusqu'à ce qu'un consensus ou une convergence des opinions ait été atteint, ou jusqu'à ce que les experts aient indiqué qu'ils étaient confiants à $\geq 80\%$ que la vraie valeur se situait entre leurs bornes minimales et maximales.

Selon ces experts, la taille de la population de chauves-souris cendrées la plus probable en Amérique du Nord serait : $N_{\text{probable}} = 2,5$ millions d'individus. La taille minimale serait de 1 million d'individus et la taille maximale serait de 10 millions d'individus (Frick et collab., 2017). Six des 9 experts ont estimé que la taille de la population était inférieure à 2,5 millions d'individus (tableau 1).

Deux méthodes ont été utilisées pour déterminer le taux de croissance de la population : l'avis des experts et une revue de la littérature. Les experts ont estimé le taux de croissance (λ) à 0,15 % (ou $\lambda = 1,015$) par année en l'absence de mortalité causée

par les éoliennes (Frick et collab., 2017). Quant à la revue de la littérature, elle a documenté le taux de croissance de 9 espèces, allant de la chauve-souris à longue queue (*Chalinolobus tuberculatus*), une espèce endémique à la Nouvelle-Zélande ($\lambda = 0,79$) à la chauve-souris de Yuma (*Myotis yumanensis*), une espèce qui habite l'ouest de l'Amérique du Nord ($\lambda = 1,2$). Le taux de croissance médian pour ces 9 espèces était de 1,0025, soit un chiffre légèrement inférieur au taux de croissance identifié par les experts pour la chauve-souris cendrée (tableau 1).

À l'échelle du Québec

Afin de modéliser l'évolution d'une population, il est nécessaire d'en connaître la structure. Une population fermée possède un effectif constant dans le temps alors qu'une population ouverte est en perpétuelle évolution et est influencée par la natalité, la mortalité, l'immigration et l'émigration (Young et Young, 1998). Il n'existe malheureusement pas d'information sur la structure de la population de la chauve-souris cendrée en Amérique du Nord (Russell et collab., 2015). De ce fait, Frick et collab. (2017) ont présumé une population simple ouverte pour leur exercice de modélisation et un taux d'immigration et d'émigration de zéro. Ainsi, seules la natalité et la mortalité variaient dans leur étude.

Pour calculer la taille de la population québécoise, j'ai également présumé que la population était ouverte et j'ai fixé les taux d'immigration et d'émigration à zéro (tableau 1). En l'absence de données sur la densité d'individus, j'ai eu recours à 3 hypothèses de répartition de l'espèce sur le continent (tableau 1). Dans le premier cas, appelé « répartition uniforme », l'espèce était

distribuée uniformément dans son aire de répartition. La taille de la population québécoise correspondait donc à la proportion qu'occupe le Québec dans l'aire de répartition continentale de l'espèce, soit 2,43 % ($333\,400/13\,690\,676\text{ km}^2 \times 100$) (figure 1). Dans cette hypothèse, j'ai utilisé l'estimation du nombre d'individus le plus probable de Frick et collab. (2017) (2,5 millions d'individus à l'échelle continentale), que j'ai multipliée par 2,43 %. La taille de la population estimée pour le Québec se situait donc autour de 60 750 individus dans l'hypothèse de répartition uniforme (tableau 1).

Bien sûr, cette estimation est très grossière et ne tient aucunement compte des processus écologiques tels que la migration et la sélection de l'habitat. Le Québec pourrait donc héberger plus ou moins d'individus que prédit dans le cas d'une répartition uniforme de l'espèce. J'ai donc produit une seconde hypothèse qui présumait que le Québec hébergeait moins d'individus que le reste du continent, soit « l'hypothèse de faible abondance » (tableau 1). Cette hypothèse semble plausible puisque le Québec se situe à la limite de la répartition nordique de la chauve-souris cendrée (figure 1). En effet, la densité de population d'une espèce tend à décliner lorsque l'on s'approche des limites de son aire de répartition (Brown, 1984). De plus, MacGregor et Lemaître (2020) ont montré que la mortalité diminuait dans les parcs éoliens du Québec à mesure que la latitude et l'altitude des parcs éoliens augmentaient. Ils ont émis l'hypothèse que cette tendance pourrait être représentative de la densité de chauves-souris qui diminuerait avec l'augmentation de la latitude et de l'altitude. Selon eux, cela pourrait s'expliquer par la réduction de la disponibilité d'habitats propices à mesure que la latitude et l'altitude augmentent. Dans cette hypothèse, j'ai donc non seulement présumé que le Québec hébergeait 2 fois moins d'individus que prédit par une répartition uniforme ($2,43\%/2 = 1,21\%$), mais j'ai aussi utilisé l'estimation pessimiste de Frick et collab. (2017) qui était de 1 million d'individus. Ainsi, « l'hypothèse de faible abondance » estimait qu'il y avait 12 100 individus au Québec ($1\,000\,000 \times 1,21\%$; tableau 1).

Enfin, un troisième scénario présumait que le Québec comportait plus de chauves-souris cendrées que le reste du continent, soit « l'hypothèse de forte abondance » (tableau 1). Ce scénario m'apparaît moins probable, en raison des arguments évoqués ci-dessus, mais je l'ai néanmoins considéré pour réduire le biais de confirmation. Il s'agit d'une tendance cognitive qui consiste à accorder plus de valeur aux informations confirmant nos croyances et à ignorer celles qui les contredisent. Dans ce scénario, d'une part, j'ai utilisé l'estimation optimiste de Frick et collab. (2017) et d'autre part, j'ai présumé que le Québec hébergeait 2 fois plus d'individus que prédit par la répartition uniforme. Le « scénario de forte abondance » estimait qu'il y avait 486 000 individus au Québec ($10\,000\,000 \times 4,86\%$; tableau 1). Autrement dit, l'hypothèse de forte abondance supposait que la moitié des individus de l'ensemble du continent selon l'estimation pessimiste de Frick et collab. (2017) se trouvaient au Québec.

Estimer la mortalité des chauves-souris cendrées causée par les éoliennes du Québec

La standardisation des suivis de mortalité fait souvent défaut à grande échelle, ce qui complexifie l'estimation de la mortalité (Smallwood, 2013). Dans la présente étude, j'ai utilisé l'estimation de la mortalité réalisée par MacGregor et Lemaître (2020). Les auteurs ont étudié la mortalité des chauves-souris dans 30 parcs éoliens du Québec. Au total, 65 suivis annuels ont été analysés pour la période allant de 2004 à 2016. Cette étude se démarque par le fait que la méthodologie des suivis de mortalité était standardisée sur un vaste territoire s'étendant sur 800 km du sud-ouest au nord-est et sur près de 900 m de dénivellé (MacGregor et Lemaître, 2020). La mortalité était documentée sur une période de 3 ans dans chaque parc éolien selon le protocole standardisé élaboré par le gouvernement du Québec (MRNF, 2008) ou sa mise à jour (MDDEFP, 2013). La mortalité estimée des chauves-souris dans les parcs éoliens du Québec était de 1,29 à 1,84 individu tué par mégawatt (MW) par année (MacGregor et Lemaître, 2020). Selon la capacité totale de MW installée au Québec en 2016, les auteurs ont déterminé que la mortalité totale des chauves-souris se situait entre 4 526 et 6 455 individus tués par année (intervalle de confiance à 95 %).

À l'heure actuelle, au Québec comme ailleurs, les données et les modélisations disponibles ne permettent pas d'obtenir des estimations de mortalité par espèce de chauve-souris dans les parcs éoliens, mais plutôt une estimation générale qui englobe toutes les espèces (voir Davy et collab., 2021). Fritz et collab. (2017) ont donc estimé le nombre de chauves-souris cendrées tuées dans les parcs éoliens en multipliant leur estimation globale de mortalité par la proportion de carcasses de chauves-souris cendrées trouvées sur le terrain (38 %). Au Québec, 47 % des 268 carcasses de chauves-souris trouvées étaient des chauves-souris cendrées (MacGregor et Lemaître, 2020).

Pour ma part, j'ai considéré la proportion de chauves-souris cendrées au Québec comme la moyenne des résultats de MacGregor et Lemaître (2020) et de ceux de Frick et collab. (2017), soit 42,5 % (tableau 1). Selon ce pourcentage, il y aurait donc eu entre 1 923 et 2 743 chauves-souris cendrées tuées dans les parcs éoliens du Québec en 2016. Ainsi, pour la présente étude, la mortalité annuelle de la chauve-souris cendrée attribuable aux éoliennes du Québec était la moyenne de ces 2 valeurs, soit 2 333 individus. Dans le cas du scénario avec une mesure d'atténuation qui réduisait la mortalité de 50 %, la mortalité était donc de 1 166 individus par année.

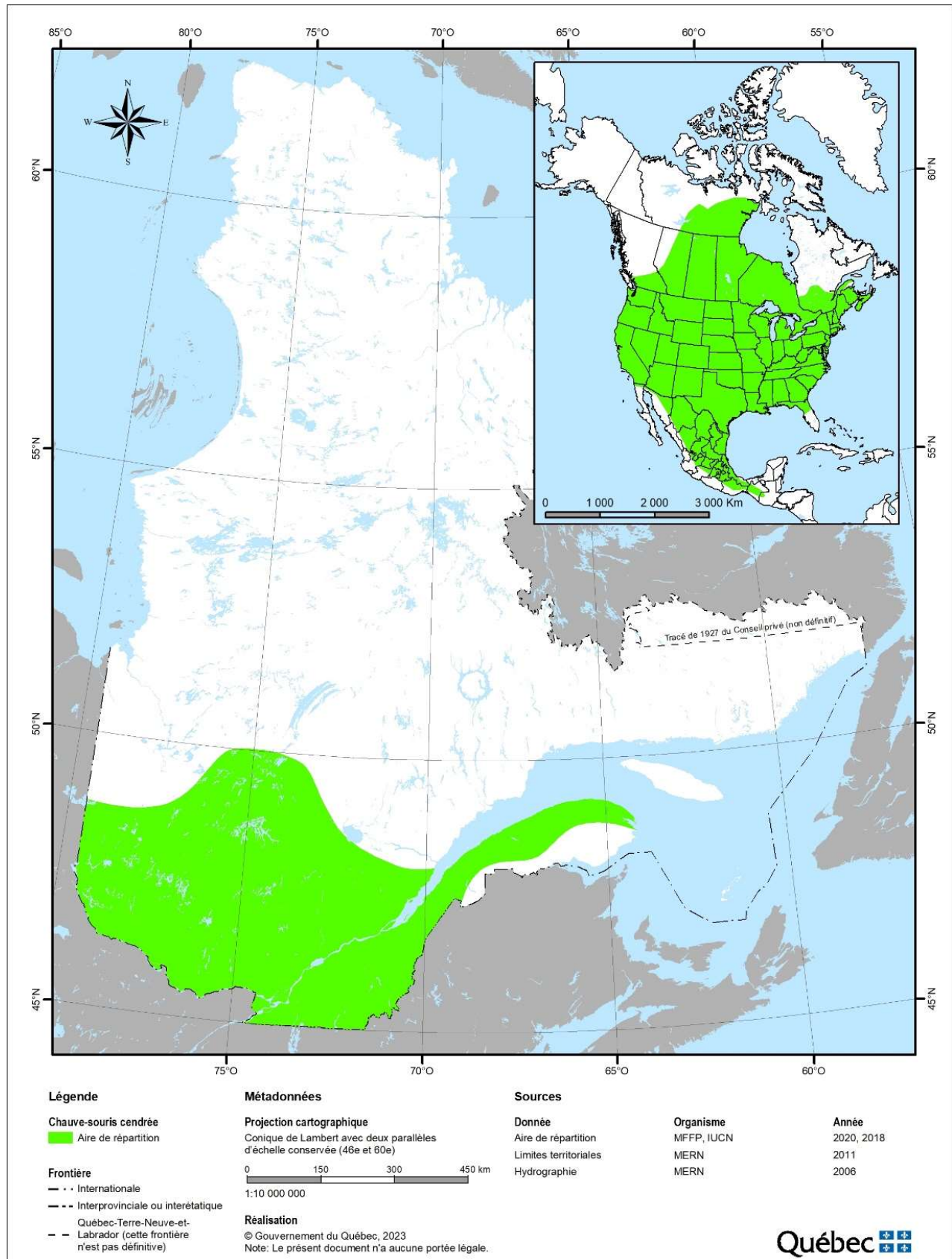
Simuler l'évolution des populations dans le temps

Facteurs à considérer en l'absence de mortalité causée par les éoliennes

De manière simplifiée, l'évolution de la taille d'une population peut s'écrire comme suit :

$$N_{i+1} = \lambda \times N_i$$

Où N_i représente le nombre d'individus à l'année i ; N_{i+1} représente le nombre d'individus à l'année suivante et λ le taux de croissance.



Source: Gouvernement du Québec, 2024

Figure 1. Aire de répartition de la chauve-souris cendrée en Amérique du Nord et au Québec.

Par exemple, s'il y a 100 individus à l'année 1 et que le taux de croissance est de 1,015, il y aura 101 individus à l'année 2. En réalité, toutefois, l'évolution d'une population dans le temps est plus complexe. Pour s'approcher de la réalité, il faut tenir compte de facteurs biologiques tels que la variabilité naturelle de la croissance de la population, la capacité de support du milieu et le taux de quasi-extinction (tableau 1).

En effet, le taux de croissance peut varier d'une saison à l'autre en raison d'événements climatiques ou biologiques. Pour simuler cette réalité, j'ai fait varier aléatoirement le taux de croissance à l'aide d'un générateur de nombres aléatoires qui suivait une distribution log-normale où $\mu = \ln(\lambda)$ et $\sigma^2 = 0,10$ (Frick et collab., 2017; Morris et Doak, 2002; tableau 1).

La capacité de support correspond à la taille maximale de population qu'un milieu peut supporter. En théorie, la population ne peut donc pas dépasser cette taille. Pour simuler la capacité de support, j'ai fixé un plafond maximal de taille de la population correspondant à 10 fois la taille initiale de la population (Frick et collab., 2017; tableau 1). En réalité, la capacité de support peut varier selon les ressources disponibles, mais considérant le manque de données disponibles, cet élément de complexité n'a pas été intégré dans les simulations. Enfin, j'ai également utilisé un seuil de quasi-extinction (tableau 1). Ce seuil représente un point de rupture dans la densité de la population, en dessous duquel celle-ci sera menée à l'extinction, car le nombre d'individus n'est plus suffisant pour pallier les facteurs diminuant la taille de la population (p. ex. : maladie, perte d'habitat, développement anthropique). Frick et collab. (2017) ont fixé ce seuil de quasi-extinction à 2 500 individus à l'échelle continentale, soit 0,1 % de la taille de leur population la plus probable. Au Québec, cela correspond à 60 individus. Ce chiffre apparaît trop faible pour représenter un point de rupture et à ce stade, la population québécoise serait probablement trop avancée sur la voie de l'extinction. J'ai donc augmenté le seuil de quasi-extinction à 0,5 % de la population la plus probable, soit 303 individus (tableau 1).

Facteur à considérer en présence de mortalité causée par les éoliennes

Pour intégrer la mortalité causée par les éoliennes, j'ai calculé le taux de mortalité comme étant la proportion d'individus tués par les éoliennes pour chaque taille de la population initiale (tableau 1). Par exemple, dans le cas des plus petites populations ($N_1 = 12\,000$ individus), le taux de mortalité était de 19,4 % ($2\,333/12\,000 \times 100$). Pour les plus grandes populations ($N_1 = 500\,000$ individus), le taux de mortalité était de 0,47 %. De la même manière que Frick et collab. (2017), j'ai présumé que la probabilité de collision d'un individu avec une éolienne ne dépendait pas de la densité de chauves-souris, et ce taux de mortalité est donc resté constant pour chaque taille de la population initiale au cours des 100 ans de modélisation. Pour les scénarios avec la mesure d'atténuation, j'ai simplement divisé les taux de mortalité par 2 avant d'effectuer les simulations.

Répétitions et critères d'analyse

J'ai simulé l'évolution des populations sur 100 ans en fonction de 132 combinaisons possibles, soit 44 combinaisons en absence de mortalité causée par les éoliennes, 44 en présence de mortalité et 44 en présence de mortalité, mais avec la mesure d'atténuation visant à diminuer de moitié la mortalité (tableau 1). Chaque combinaison comprenait un des taux de croissance suivants: 0,94; 1,015; 1,10; 1,18; une des 11 tailles de population initiale: 12 000; 25 000; 50 000; 75 000; 100 000; 150 000; 200 000; 250 000; 300 000; 400 000 et 500 000 individus; ainsi que l'un des 3 scénarios suivants: en présence de mortalité causée par les éoliennes, en absence de mortalité causée par les éoliennes ou le scénario intermédiaire avec la mesure d'atténuation (tableau 1).

Au sein de chaque combinaison, j'ai modélisé l'évolution de 1 000 populations afin d'obtenir une estimation robuste de la tendance (tableau 1). En effet, étant donné les critères de variabilité naturelle, aucune simulation n'était identique (figure 2).

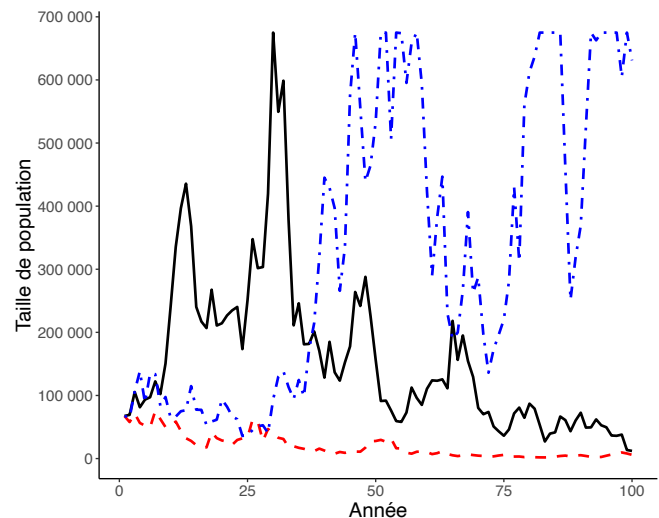


Figure 2. Simulation de l'évolution de 3 populations de chauves-souris cendrées sur 100 ans. Chaque simulation avait les mêmes paramètres d'entrée, soit une taille de la population initiale (N_1) de 67 500 individus et un taux de croissance (λ) de 1,015. Les effets de la mortalité causée par les éoliennes n'étaient pas considérés. L'évolution de chaque population est unique en raison des autres paramètres de la modélisation, dont une simulation de la stochasticité présente en milieu naturel (voir méthodes).

Pour chaque simulation, j'ai calculé le facteur de croissance de la population comme étant la proportion d'individus restants après 100 ans par rapport à la population initiale (N_{100}/N_1). La population était stable lorsque $N_{100}/N_1 = 1$, elle avait augmenté lorsque $N_{100}/N_1 > 1$ et elle avait diminué lorsque $N_{100}/N_1 < 1$ (tableau 1). La probabilité de persistance de la population était la proportion des 1 000 simulations qui se situaient au-dessus du seuil de quasi-extinction après 100 ans (tableau 1). Les simulations, les analyses et les figures ont été réalisées avec le logiciel R (R Core Team, 2022) et les scripts sont disponibles ici : https://github.com/JeromeLemaitre/Mortalite_Chauve-souris_Eolien.

Résultats

Facteur de croissance des populations simulées de chauves-souris cendrées

Taux de croissance le plus probable

Le taux de croissance le plus probable des populations de la chauve-souris cendrée était de 1,015 (Frick et collab., 2017). En l'absence de mortalité causée par les éoliennes, ce taux permettait à la population de tripler en 100 ans ($N_{100}/N_1 \sim 3$; figure 3). En revanche, la mortalité causée par les éoliennes avait des répercussions sur la croissance de ces populations dans les simulations (figure 3). En l'absence de mesure d'atténuation, la taille des populations initiales devait être $> 70\,000$ individus afin que les populations puissent se maintenir ou augmenter sur 100 ans (figure 3; tableau 2). Lorsque la mesure d'atténuation était présente, ce qui visait à réduire la mortalité de 50 %, ce seuil était de 38 000 individus (figure 3; tableau 2).

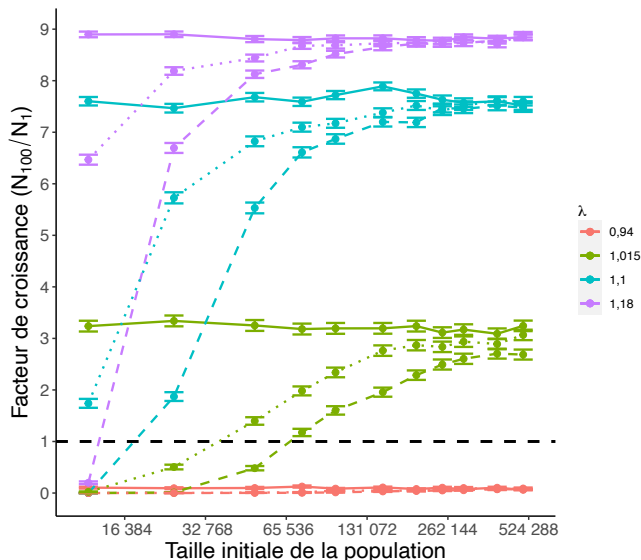


Figure 3. Facteur de croissance des populations de chauves-souris cendrées sur 100 ans en fonction de la taille initiale des populations simulées (N_1) et de leur taux de croissance (λ). Trois scénarios ont été considérés : en l'absence de mortalité causée par les éoliennes (lignes pleines), en présence de mortalité causée par les éoliennes (lignes en tirets) et en présence de mortalité réduite de 50 % en raison de l'application d'une mesure d'atténuation (lignes pointillées). Chaque point représente le résultat moyen de 1 000 simulations et les petites barres horizontales représentent les erreurs-types des simulations. La ligne horizontale en tirets noirs représente le seuil de stabilité des populations, soit $N_{100}/N_1 = 1$. Au-dessus de ce seuil, les populations ont augmenté sur un horizon de 100 ans et en dessous, elles ont diminué. La taille initiale de la population est présentée selon une échelle logarithmique en base 2, ce qui signifie que l'axe horizontal est gradué de manière à ce que chaque marque représente une multiplication par 2 par rapport à la marque précédente. Cette représentation permet de mettre en évidence les différences dans les ordres de grandeur, tout en visualisant l'ensemble de la plage de valeurs.

Selon l'hypothèse d'une répartition uniforme de la population de chauves-souris cendrées en Amérique du Nord, le Québec comptait 60 750 individus. Dans ce contexte, la mortalité causée par les éoliennes engendrait une baisse de 20 % de la population initiale après 100 ans (figure 3). En revanche, le scénario avec la mesure d'atténuation permettait à ces populations de se maintenir ou d'augmenter légèrement sur 100 ans.

Autres taux de croissance

Pour les 2 taux de croissance plus élevés que celui prédit par les experts, mais correspondant à des valeurs trouvées chez d'autres espèces de chauves-souris ($\lambda = 1,1$ et $1,18$), les simulations indiquaient des facteurs de croissance élevés en l'absence de mortalité causée par les éoliennes ($N_{100}/N_1 > 7$; figure 3). En présence de la mortalité causée par les éoliennes, les facteurs de croissance commençaient à diminuer à partir de $< 150\,000$ ($\lambda = 1,18$) ou $< 200\,000$ ($\lambda = 1,1$) individus dans la population initiale, bien qu'ils demeurent encore élevés (figure 3).

À partir de 18 000 individus dans la population initiale ($\lambda = 1,1$) ou 12 000 individus ($\lambda = 1,18$), les populations simulées devenaient instables, c'est-à-dire que la taille des populations après 100 ans était inférieure à la taille des populations initiales (figure 3; tableau 2). En revanche, lorsque la mesure d'atténuation était appliquée à ces taux de croissance, aucune des populations ne devenait instable (tableau 2).

Enfin, le taux de croissance de 0,94 ne permettait pas d'obtenir une population stable de chauves-souris cendrées, que ce soit en présence ou en absence de mortalité causée par les éoliennes (figure 3). Avec ce taux, il ne restait plus d'individus dans la population après 100 ans.

Persistance des populations simulées de la chauve-souris cendrée après 100 ans

Taux de croissance le plus probable

Selon le taux de croissance le plus probable ($\lambda = 1,015$), la proportion de simulations dont les populations se maintenaient jusqu'à 100 ans, soit la probabilité de persistance, demeurait au-dessus de 87 % en l'absence de mortalité causée par les éoliennes, et ce, même pour les populations initiales de petite taille ($N_1 = 12\,000$).

En revanche, la mortalité causée par les éoliennes réduisait la probabilité de persistance (figure 4). Ainsi, presque aucune des populations simulées de 12 000 individus ne persistait sur 100 ans. Sans mesure d'atténuation, il fallait dépasser le seuil de 44 000 individus dans la population initiale pour atteindre une probabilité de persistance de 50 %, indiquant qu'une population simulée sur 2 se maintenait jusqu'à 100 ans. Il fallait 70 000 individus dans la population initiale pour atteindre une probabilité de persistance de 80 %, un seuil communément utilisé en biologie de la conservation (figure 4; tableau 2). Avec la mesure d'atténuation, le seuil de probabilité de persistance de 50 % était atteint à partir de $> 25\,000$ individus dans la population initiale et celui de 80 % à partir de $> 47\,000$ individus (figure 4; tableau 2).

Tableau 2. Seuils d'instabilité et de persistance de populations simulées de chauve-souris cendrées selon 3 scénarios: sans éoliennes, avec une mesure d'atténuation de 50 % de la mortalité causée par les éoliennes et avec la mortalité causée par les éoliennes sans mesure d'atténuation (en milliers d'individus). Le seuil d'instabilité est atteint lorsque la population à 100 ans est plus petite que la population initiale ($N_{100}/N_1 < 1$). Les seuils de persistance à 50 % et à 80 % sont atteints lorsque 50 % et 80 % des populations simulées demeurent viables à 100 ans ($n = 1000$ répétitions pour chaque combinaison de taux de croissance et de taille initiale de la population), c'est-à-dire qu'elles comprennent plus d'individus que le seuil de quasi-extinction fixé à 303 individus.

Taux de croissance (λ)	Seuil d'instabilité			Seuil de persistance					
				50 %			80 %		
	Sans éoliennes	Atténuation	Avec éoliennes	Sans éoliennes	Atténuation	Avec éoliennes	Sans éoliennes	Atténuation	Avec éoliennes
0,94	Toujours instable			> 230	> 330	> 410	N'atteint jamais ce seuil		
1,015*	Jamais instable	< 38	< 70	Seuil toujours atteint	> 25	> 44	Seuil toujours atteint	> 47	> 70
1,1			< 18			> 18,5		> 15	> 24
1,18			< 12			> 15,5			> 21

*Taux de croissance le plus probable (tiré de Frick et collab., 2017).

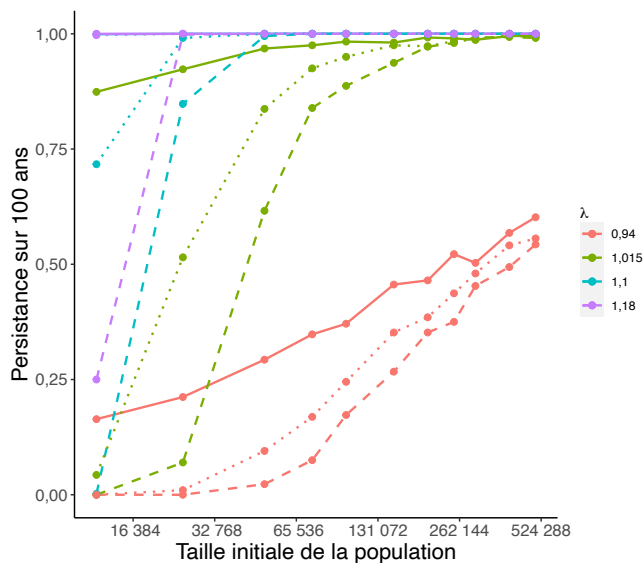


Figure 4. Probabilité de persistance des populations de chauve-souris cendrées sur 100 ans en fonction de la taille initiale des populations simulées (N_1) et de leur taux de croissance (λ). Trois scénarios ont été considérés: en l'absence de mortalité causée par les éoliennes (lignes pleines), en présence de mortalité causée par les éoliennes (lignes en tirets) et en présence de mortalité réduite de 50 % en raison de l'application d'une mesure d'atténuation (lignes pointillées). Chaque point représente la proportion de 1000 simulations qui persistent jusqu'à 100 ans. La taille initiale de la population est présentée selon une échelle logarithmique en base 2, ce qui signifie que l'axe horizontal est gradué de manière à ce que chaque marque représente une multiplication par 2 par rapport à la marque précédente. Cette représentation permet de mettre en évidence les différences dans les ordres de grandeur, tout en visualisant l'ensemble de la plage de valeurs.

Autres taux de croissance

Pour les 2 taux de croissance plus élevés que ceux prédits par les experts (1,1 et 1,18), la probabilité de persistance sur 100 ans était de 100 % pour toutes les tailles initiales de populations simulées (figure 4). Lorsque l'on ajoutait la mortalité causée par les éoliennes, la probabilité de persistance chutait en dessous de 80 % lorsque la taille de la population initiale était < 24 000 individus ($\lambda = 1,1$) ou 21 000 individus ($\lambda = 1,18$). Cette même probabilité chutait en dessous de 50 % à 18 500 individus ($\lambda = 1,1$) ou à 15 500 individus ($\lambda = 1,18$). Toutefois, lorsque la mesure d'atténuation était présente, les populations avec le plus fort taux de croissance ($\lambda = 1,18$) se maintenaient au-dessus du seuil de 80 % de persistance. Pour les populations avec $\lambda = 1,1$, toutes se maintenaient au-dessus de 50 % de persistance et celles > 15 000 individus se maintenaient également au-dessus du seuil de 80 % de persistance.

Enfin, lorsque le taux de croissance était de 0,94, la probabilité de persistance n'atteignait jamais 80 %. Pour dépasser le seuil de 50 %, il fallait que la population initiale contienne > 230 000 individus dans le scénario sans éoliennes, 330 000 individus dans le scénario avec la mesure d'atténuation et 410 000 individus dans le scénario avec les éoliennes.

Discussion

La production d'énergie renouvelable offre des avantages considérables pour lutter contre les changements climatiques. Cependant, les éoliennes peuvent engendrer des effets négatifs sur la faune. Dans cet article, j'ai utilisé des simulations mathématiques pour estimer les effets de la mortalité causée par les éoliennes sur la population de chauve-souris cendrées du Québec. Les résultats des simulations démontrent que la mortalité causée par les éoliennes réduisait la croissance et la probabilité de persistance des populations de chauve-souris cendrées. Toutefois, ces effets étaient atténués lorsque l'on incluait dans les simulations une réduction de 50 % de la mortalité induite par une mesure d'atténuation. À ma connaissance, cette étude est la première à suggérer que la

mortalité causée par les éoliennes pourrait engendrer un déclin des populations de chauves-souris au Québec. Cette étude met aussi en lumière les avantages qu'aurait une mesure d'atténuation pour limiter les effets négatifs du développement éolien.

Taux de croissance potentiellement trop faible pour compenser les effets de la mortalité

Les experts ont déterminé que le taux de croissance de la chauve-souris cendrée serait de 0,15 % (ou $\lambda = 1,015$) par année en l'absence de mortalité causée par les éoliennes (Frick et collab., 2017). Avec ce taux et en l'absence de mortalité causée par les éoliennes, toutes les simulations, même celles qui comprenaient seulement 12 000 individus dans les populations initiales, avaient une probabilité de persistance > 87 %. En revanche, pour que la probabilité de persistance se maintienne au-dessus de 80 % en présence de la mortalité causée par les éoliennes, il était nécessaire d'avoir des populations 5 à 7 fois plus grandes que les populations simulées en l'absence de développement éolien. En effet, le seuil de persistance à 80 % était atteint à 70 000 individus dans le scénario avec éoliennes et à 47 000 individus dans le cas du scénario avec la mesure d'atténuation.

Selon l'hypothèse de répartition uniforme de l'espèce en Amérique du Nord, le Québec compterait 60 750 individus. Avec cet effectif, la mortalité causée par les éoliennes engendrait une baisse de 20 % de la taille de la population après 100 ans. Toujours selon cette hypothèse, 2 options permettraient de compenser la mortalité engendrée par les éoliennes, soit (1) un taux de croissance plus élevé ou (2) l'application d'une mesure d'atténuation.

En effet, les taux de croissance $\geq 1,1$ permettraient de maintenir des populations stables ou en augmentation, pourvu que la taille initiale de la population soit > 18 000 individus ($\lambda = 1,1$) ou > 12 000 individus ($\lambda = 1,18$). Malheureusement, bien que ces taux de croissance aient été documentés chez d'autres espèces de chauves-souris, les experts estiment que le taux de croissance de la chauve-souris cendrée serait < 1,1 (Frick et collab., 2017). D'autres études empiriques récentes tendent à confirmer cette information. Rodhouse et collab. (2019) ont trouvé que le taux de croissance estival pour la chauve-souris cendrée était de $0,86 \pm 0,10$ dans le nord-ouest des États-Unis. Or, un taux de croissance inférieur à 1 indique un déclin des populations. Les auteurs ont utilisé des modèles d'occupation multisaïsons pour analyser les tendances de populations de la chauve-souris cendrée et de la petite chauve-souris brune, qui avait, elle, un taux de croissance de $1,1 \pm 0,10$. Selon eux, le déclin observé pour la chauve-souris cendrée était relié à la production d'énergie éolienne (Rodhouse et collab., 2019). Faure-Lacroix et collab. (2020) ont noté, quant à eux, un déclin dans l'abondance de la chauve-souris cendrée depuis 2012 au Québec. Les auteurs ont analysé les données acoustiques du réseau Chirops, un réseau d'inventaires par transect routier (MFFP, 2022), entre 2000 et 2015. Ils ont trouvé que la détection annuelle moyenne ($\pm$ erreur-type) étaient passés de 30 ± 3 passages de chauves-souris par transect avant 2012

à 24 ± 5 après cette date. Depuis, les données d'inventaires du réseau Chirops semblent confirmer cette tendance (Anouk Simard, communication personnelle). Enfin, Davy et collab. (2021) ont documenté un déclin de l'abondance de 4 espèces de chauves-souris, dont la chauve-souris cendrée, sur une période de 7 ans en Ontario. Ces résultats sont issus d'un jeu de données comprenant 600 éoliennes et de modélisations qui intégraient l'efficacité de détection des observateurs, la persistance des carcasses, ainsi que des caractéristiques d'habitats.

L'autre option qui permettrait de maintenir des populations stables ou en augmentation dans les simulations, lorsque la taille de la population était de 60 750 individus, était l'application simulée d'une mesure d'atténuation visant à réduire la mortalité de 50 %. Alors qu'il fallait > 70 000 individus pour maintenir des populations stables en présence d'éoliennes avec un taux de croissance de 1,015, ce seuil était réduit à 38 000 individus avec la mesure d'atténuation.

Les simulations mathématiques comme outils d'aide à la décision

L'exercice de simulation présenté ici, combiné au processus de sollicitation structurée de l'avis d'experts, a permis de proposer divers scénarios d'évolution des populations de chauves-souris cendrées, selon différentes tailles de populations initiales et différents taux de croissance. De plus, 3 scénarios de mortalité ont été considérés, soit un scénario qui considère la mortalité actuelle engendrée par le développement éolien et tiré d'une étude empirique au Québec (MacGregor et Lemaître 2020), un scénario sans mortalité associée aux éoliennes et un scénario intermédiaire, visant à réduire la mortalité de 50 %. En l'absence de données empiriques additionnelles, cet exercice fournit une aide précieuse à la décision afin de tenter de concilier le développement éolien avec les besoins de préservation des espèces fauniques.

Des études empiriques permettront éventuellement de raffiner l'étendue des scénarios, mais déjà, celles mentionnées précédemment tendent à indiquer que le taux de croissance de la chauve-souris cendrée serait < 1,1 (Davy et collab., 2021 ; Faure-Lacroix et collab., 2020 ; Rodhouse et collab., 2019). Dans ce contexte, les décideurs pourraient vouloir accorder plus de poids aux scénarios de la présente étude qui avaient un taux de croissance < 1,1 (voir tableau 2).

De la même manière, alors que j'ai considéré un large spectre de tailles de population, soit de 12 000 à 500 000 individus, certaines tailles apparaissent dès maintenant plus probables que d'autres. Rappelons que Frick et collab. (2017) ont sélectionné 9 experts sur la base de leur expertise en écologie des chauves-souris migratrices (dynamique des populations, génétique, physiologie, histoire de vie et conservation) et que 6 de ces 9 experts ont estimé que la taille de la population de chauve-souris cendrée en Amérique du Nord était inférieure à 2,5 millions d'individus. Ainsi, l'hypothèse de forte abondance de l'espèce au Québec, qui comprendrait environ 500 000 individus dans la population, apparaît peu plausible. Ceci équivaudrait à considérer que le

Québec hébergerait un cinquième des individus du continent, selon l'estimation la plus probable, ou la moitié des individus du continent, selon l'estimation pessimiste de Frick et collab. (2017). En effet, le Québec se situe à la limite de répartition nordique de l'espèce (Andersen et collab., 2022; Gonzalez et collab., 2016) et la densité de population d'une espèce tend à décliner lorsque l'on s'approche des limites de son aire de répartition (Brown, 1984). Dans ce contexte, les décideurs pourraient vouloir accorder plus de poids aux scénarios de la présente étude qui avaient des tailles de population plus faibles (voir tableau 2).

Bien que cet exercice soit théorique et qu'il ne fournisse pas de réponse absolue, il demeure utile pour concilier la conservation de la chauve-souris cendrée, une espèce présentement susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable au Québec, avec le développement éolien sur le territoire. Plus généralement, la présente étude démontre que cet exercice de simulations mathématiques est utile pour les espèces en situation précaire pour lesquelles on souhaite documenter les effets de menaces naturelles et anthropiques, pour autant que le processus de sollicitation des experts consultés soit rigoureux.

Approche conservatrice de la modélisation

Dans les simulations présentées ici, plusieurs décisions de modélisation ont été prises, qui ont pu influencer les résultats. Lorsque confronté à ces décisions, j'ai opté pour un préjugé favorable envers les éoliennes, en utilisant des valeurs de mortalité potentiellement plus faibles que la réalité. Ainsi, j'ai utilisé l'estimation de la mortalité de 2016, alors que la puissance installée au Québec était de 3 000 MW (MacGregor et Lemaître, 2020). Je n'ai donc pas considéré le fait que cette capacité a augmenté depuis à 3 885 MW, soit une augmentation de 30 % en 7 ans (MEIE, 2022). On pourrait donc s'attendre à ce que cette augmentation entraîne des mortalités additionnelles et des conséquences importantes sur les populations de chauves-souris. Toutefois, l'effet sur les mortalités n'est possiblement pas linéaire et pour tenir compte de l'augmentation de la capacité installée de manière rigoureuse, il aurait fallu reproduire l'étude de MacGregor et Lemaître (2020). En effet, l'estimation de la mortalité dans un parc éolien est un sujet complexe qui requiert des outils avancés de modélisation. Dans l'étude de MacGregor et Lemaître (2020), la complexité était d'autant plus grande que les auteurs ont analysé non pas 1, mais 30 parcs éoliens simultanément.

En outre, le développement éolien se poursuit au Québec et pourrait augmenter de 1 000 MW dans les prochaines années (Gouvernement du Québec, 2022). La mortalité totale de chauves-souris pourrait donc augmenter si des mesures d'atténuation ne sont pas mises en place. De plus, alors que MacGregor et Lemaître (2020) ont documenté que la chauve-souris cendrée représentait 47 % des carcasses trouvées au Québec, j'ai, pour ma part, utilisé un pourcentage plus faible, 42,5 %, soit la moyenne des études d'Arnett et Baerwald (2013) et de MacGregor et Lemaître (2020).

De plus, cette étude se concentre sur la mortalité directe, alors que des études récentes démontrent que les éoliennes peuvent également avoir des effets indirects, diminuer la

qualité de l'habitat et pousser les chauves-souris à éviter des secteurs à proximité des éoliennes. Par exemple, dans une étude réalisée dans 24 forêts allemandes, l'activité acoustique des chauves-souris spécialistes des forêts était plus importante dans les secteurs les plus éloignés des éoliennes (Ellerbrok et collab., 2022). Gaultier et collab. (2023) ont trouvé des résultats similaires en Finlande, alors qu'ils ont échantillonné 84 sites placés régulièrement le long de transects de 1 000 m dont l'une des extrémités était située à proximité d'une éolienne. Reusch et collab. (2023) ont, quant à eux, étudié les déplacements de 60 noctules communes (*Nyctalus noctula*) à l'aide de systèmes de positionnement global (GPS). Seulement 2,3 % des localisations GPS étaient situées à < 100 m de l'éolienne la plus proche.

Connaître les paramètres démographiques des populations de chauves-souris

Bien sûr, les résultats présentés ici demeurent une approximation de la réalité et plusieurs facteurs biologiques et environnementaux pourraient modifier les trajectoires de population prédites par les modèles. La principale limite de l'étude est que ni la taille de la population québécoise de la chauve-souris cendrée ni son taux de croissance ne sont réellement connus. Cette situation est malheureusement répandue dans le monde pour les chauves-souris, qui sont des organismes dont l'étude de la démographie est complexe (Lentini et collab., 2015). L'acquisition de connaissances précieuses sur la démographie de l'espèce devrait donc être une priorité de recherche.

Parmi les facteurs qui n'ont pas été intégrés dans cette étude et qui pourraient être explorés à l'avenir, notons la mortalité dépendante de la densité. Selon ce principe, le taux de mortalité fluctue en fonction de la taille de la population (Boyce, 1984). La dépendance à la densité a été largement documentée dans les relations entre prédateurs et proies ou entre hôtes et parasites (Botsford, 1997). Par exemple, un virus peut se propager d'autant plus vite qu'une population est dense et inversement. À ma connaissance, le phénomène de densité-dépendance dans les collisions avec les éoliennes n'a pas encore été étudié. Frick et collab. (2017) n'ont pas non plus intégré ce critère dans leur étude. D'une part, cela aurait complexifié les modèles et, d'autre part, la densité-dépendance est souvent un phénomène biologique mettant en interaction plusieurs organismes entre eux alors que dans le cas des éoliennes, il n'est pas certain que le taux de mortalité diminue lorsque la taille de la population diminue. En effet, si une éolienne est située dans un couloir de migration, il est possible que le taux de mortalité qu'elle engendre demeure élevé même si la taille de la population diminue. Il pourrait néanmoins être intéressant de se pencher sur ce phénomène dans le futur.

Implications pour la planification et l'implantation de parcs éoliens

Les simulations présentées indiquent que la mortalité estimée par MacGregor et Lemaître (2020) pour les parcs éoliens du Québec pourrait se traduire par un déclin de

population pour la chauve-souris cendrée si aucune mesure d'atténuation n'est mise en place. Dans un contexte où la production d'énergie éolienne s'intensifie, où le taux de croissance de la population est potentiellement $< 1,1$ et où la taille de la population est possiblement de l'ordre des dizaines de milliers d'individus plutôt que des centaines de milliers, il semble qu'une mesure d'atténuation visant à réduire de moitié la mortalité directe causée par les éoliennes pourrait compenser en partie les effets du développement éolien.

Alors que plusieurs stratégies d'atténuation ont été étudiées, par exemple l'usage de répulsifs ultrasoniques pour chauves-souris (Berthinussen et collab., 2021 ; Friedenberg et Frick, 2021), seul le bridage des pales a fait ses preuves, à ma connaissance. Cette mesure vise à augmenter le seuil de la vitesse minimale du vent requis pour le démarrage des éoliennes lors des périodes d'activité importante des chauves-souris, qui correspondent aux nuits de faible vent. Cette mesure est financièrement avantageuse, car la production d'énergie éolienne est faible lorsque le vent est faible. En limitant l'activité des éoliennes lors des nuits pour lesquelles le vent est faible, le risque de collisions des chauves-souris avec les pales en mouvement diminue (revue dans Lemaître et collab., 2017). Bien que peu d'études aient rendu publiques les pertes financières engendrées par cette mesure, celles qui l'ont fait indiquaient qu'elles étaient inférieures à 1 % de la production annuelle, et ce, en incluant les pertes énergétiques et le coût de la main-d'œuvre pour mettre en place le processus et le gérer (Arnett et collab., 2013).

De plus, des approches récentes explorent le bridage intelligent qui permettrait d'appliquer la mesure sur des périodes encore plus ciblées, par exemple en se basant sur des modèles d'activité des chauves-souris (Hayes et collab., 2019), afin de réduire les coûts de cette mesure d'atténuation. Toutefois, le bridage intelligent pourrait prendre plusieurs années avant d'être opérationnel.

Conclusion

En conclusion, les scénarios explorés dans cette étude indiquent que la mortalité engendrée par les éoliennes pourrait se traduire par un déclin des populations de chauves-souris cendrées dans plusieurs cas de figure. Or, l'application d'une mesure d'atténuation visant à limiter cette mortalité, et ayant démontré son efficacité ailleurs en Amérique du Nord, permettait de limiter les effets négatifs sur les populations simulées. Étant donné la précarité de plusieurs espèces de chauves-souris, et en raison de plusieurs menaces pesant sur elles, l'application de cette mesure d'atténuation, soit le bridage des éoliennes, les nuits de faible vent, semble s'imposer comme une solution durable pour la conciliation du développement de la filière éolienne et de l'avenir des chauves-souris.

En terminant, une excellente nouvelle a été annoncée le 21 décembre 2023, alors que ce manuscrit était en cours d'édition finale. En effet, le gouvernement du Québec a annoncé une nouvelle orientation : désormais, les prochains parcs éoliens qui seront construits appliqueront le bridage des éoliennes pour réduire la mortalité des chauves-souris (MELCCFP, 2023).

Concrètement, la mesure consistera à augmenter le seuil de vitesse de vent à 5,5 m/s pour le bridage des éoliennes pendant la nuit et la période de fréquentation de l'habitat par les chauves-souris, soit du 1^{er} juin au 15 octobre (MELCCFP, 2023). Cette mesure sera intégrée à une directive pour la réalisation d'études d'impacts sur l'environnement et devrait contribuer à atténuer les impacts des parcs éoliens sur les chauves-souris.

Remerciements

Je tiens à exprimer ma gratitude envers toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de ce travail de recherche. Tout d'abord, je remercie le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs de m'avoir offert les ressources nécessaires à la réalisation de cette recherche. Je suis particulièrement reconnaissant envers Antoine Nappi et Anne-Marie Gosselin pour leur soutien constant. Merci également à mes collègues du Ministère, en particulier à ceux impliqués dans les interactions faune/éolien, pour leurs échanges et leurs commentaires constructifs qui ont été des sources d'inspiration, ont alimenté ma réflexion et ont influencé la direction de cet article. À cet effet, comment ne pas citer l'équipe de W. F. Frick pour ses travaux précurseurs, qui ont mis la table et le couvert pour cette étude ? Je tiens aussi à exprimer ma reconnaissance à Anaëlle Higgins pour la relecture et l'édition de ce document, ainsi que pour ses commentaires précieux. Enfin, un grand merci à Anouk Simard, Marc Mazerolle, Claude Samson ainsi qu'au réviseur anonyme qui ont participé à la révision scientifique de ce document, de même qu'à l'équipe du *Naturaliste canadien* pour son travail d'édition et de révision linguistique. ◀

Références

- ANDERSEN, B.R., L.P. MCGUIRE, T.B. WIGLEY, D.A. MILLER et R.D. STEVENS, 2022. Habitat associations of overwintering bats in managed pine forest landscapes. *Forests*, 13 (5): 803. <https://doi.org/10.3390/f13050803>.
- ARNETT, E.B. et E.F. BAERWALD, 2013. Impacts of wind energy development on bats: Implications for conservation. Dans : ADAMS, R.A. et S.C. PEDERSEN (édit.). *Bat Evolution, Ecology and Conservation*. Springer, Jersey City, New Jersey, p. 435-456.
- ARNETT, E.B., G.D. JOHNSON, W.P. ERICKSON et C.D. HEIN, 2013. A synthesis of operational mitigation studies to reduce bat fatalities at wind energy facilities in North America. National Renewable Energy Laboratory, Bat Conservation International, Denver, CO, 38 p.
- BERTHINUSSEN, A., O.C. RICHARDSON et J.D. ALTRINGHAM, 2021. Bat conservation: Global evidence for the effects of interventions. *Conservation Evidence Series Synopses*, Cambridge, UK, 316 p.
- BOTSFORD, L.W., 1997. Dynamics of populations with density-dependent recruitment and age structure. Dans : TULJAPURKAR, S. et H. CASWELL (édit.). *Structured-population models in marine, terrestrial, and freshwater systems*. Springer US, Boston, MA, p. 371-408.
- BOYCE, M.S., 1984. Restitution of r- and K-selection as a model of density-dependent natural selection. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 15: 427-447.
- BOYLES, J.G. et V. BRACK, 2009. Modeling survival rates of hibernating mammals with individual-based models of energy expenditure. *Journal of Mammalogy*, 90: 9-16. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-205.1>.
- BOYLES, J.G., P.M. CRYAN, G.F. MCCracken et T.K. KUNZ, 2011. Economic importance of bats in agriculture. *Science*, 332: 41-42. <https://doi.org/10.1126/science.1201366>.

- BROWN J.H., 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124 : 255-279.
- COOK, C.N., M. HOCKINGS et R.W. (BILL) CARTER, 2010. Conservation in the dark? The information used to support management decisions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8 (4) : 181-186. <https://doi.org/10.1890/090020>.
- COSEPAC, 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*), la chauve-souris nordique (*Myotis septentrionalis*) et la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xxviii + 104 p. Disponible en ligne à : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/vespertilion-brun-nordique-pipistrelle-2013.html>.
- DAVY, C.M., K. SQUIRES et J.R. ZIMMERLING, 2021. Estimation of spatiotemporal trends in bat abundance from mortality data collected at wind turbines. *Conservation Biology*, 35 (1) : 227-238. <https://doi.org/10.1111/cobi.13554>.
- ELLERBROK, J.A., A. DELIUS, F. PETER, N. FARWIG et C.C. VOIGT, 2022. Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites. *Journal of Applied Ecology*, 59 (10) : 2497-2506. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14249>.
- ERICKSON, W.P., M.M. WOLFE, K.J. BAY, J.H. DOUGLAS et J.L. GEHRING, 2014. A comprehensive analysis of small-passerine fatalities from collision with turbines at wind energy facilities. *PLoS ONE* 9 (9) : e107491. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107491>.
- FAURE-LACROIX, J., A. DESROCHERS, L. IMBEAU et A. SIMARD, 2020. Long-term changes in bat activity in Québec suggest climatic responses and summer niche partitioning associated with white-nose syndrome. *Ecology and Evolution*, 10 (12) : 5226-5239. <https://doi.org/10.1002/ece3.6194>.
- FOLEY, J., D. CLIFFORD, K. CASTLE, P. CRYAN et R.S. OSTFELD, 2011. Investigating and managing the rapid emergence of White-nose syndrome, a novel, fatal, infectious disease of hibernating bats. *Conservation Biology*, 25 (2) : 223-231. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01638.x>.
- FRICK, W.F., D.S. REYNOLDS et T.H. KUNZ, 2010. Influence of climate and reproductive timing on demography of little brown myotis (*Myotis lucifugus*). *Journal of Animal Ecology*, 79 : 128-136.
- 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 et L.P. MCGUIRE, 2017. Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. *Biological Conservation*, 209 : 172-177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.023>.
- FRIEDENBERG, N.A. et W.F. FRICK, 2021. Assessing fatality minimization for hoary bats amid continued wind energy development. *Biological Conservation*, 262 : 109-309. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109309>.
- GAULTIER, S.P., T.M. LILLEY, E.J. VESTERINEN et J.E. BROMMER, 2023. The presence of wind turbines repeal bats in boreal forests. *Landscape and Urban Planning*, 231 (3) : 104636. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104636>.
- GONZALEZ, E., R. BARQUEZ et J. ARROYO-CABRALES, 2016. *Lasiurus cinereus*. The IUCN Red List of threatened species: e.T11345A22120305. Version 2022-2. Disponible en ligne à : <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T11345A22120305.en>. [Visité le 2023-03-15].
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 2022. Québec poursuit sa transition énergétique et le développement de sa filière éolienne. Disponible en ligne à : <https://www.newswire.ca/fr/news-releases/quebec-poursuit-sa-transition-energetique-et-le-developpement-de-sa-filiere-eolienne-826657792.html>. [Visité le 2023-03-15].
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 2024. *Chauve-souris cendrée*. Disponible en ligne à : <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/animaux-sauvages-quebec/liste-des-especes-fauniques/chauve-souris-cendree#note-1>. [Visité le 2024-03-11].
- HAYES, M.A., 2013. Bats killed in large numbers at United States wind energy facilities. *BioScience*, 63 (12) : 975-979. <https://doi.org/10.1525/bio.2013.63.12.10>.
- HAYES, M.A., L.A. HOOTON, K.L. GILLAND, C. GRANDGENT, R.L. SMITH, S.R. LINDSAY, J.D. COLLINS, S.M. HUMACHER, P.A. RABIE, J.C. GRUVER et J. GOODRICH-MAHONEY, 2019. A smart curtailment approach for reducing bat fatalities and curtailment time at wind energy facilities. *Ecological Applications*, 29 (4) : e01881. <https://doi.org/10.1002/eap.1881>.
- KUHNERT, P.M., T.G. MARTIN et S.P. GRIFFITHS, 2010. A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models. *Ecology Letters*, 13 (7) : 900-914. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01477.x>.
- LEMAÎTRE, J., K. MACGREGOR, N. TESSIER, A. SIMARD, J. DESMEULES, C. POUSSART, P. DOMBROWSKI, N. DESROSIERS et S. DERY, 2017. Mortalités des chauves-souris causées par les éoliennes : revue des impacts et des mesures d'atténuation. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 26 p.
- LENTINI, P.E., T.J. BIRD, S.R. GRIFFITHS, L.N. GODINHO et B.A. WINTLE, 2015. A global synthesis of survival estimates for microbats. *Biology Letters*, 11 : 1-5. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0371>.
- LORCH, J.M., C.U. METEYER, M.J. BEHR, J.G. BOYLES, P.M. CRYAN, A.C. HICKS, A.E. BALLMANN, J.T.H. COLEMAN, D.N. REDELL, D.M. REEDER et D.S. BLEHERT, 2011. Experimental infection of bats with *Geomyces destructans* causes white-nose syndrome. *Nature*, 480 : 376-378.
- LOSS, S.R., T. WILL et P.P. MARRA, 2013. Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States. *Biological Conservation*, 168 : 201-219. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.007>.
- MACGREGOR, K.A. et J. LEMAÎTRE, 2020. The management utility of large-scale environmental drivers of bat mortality at wind energy facilities: The effects of facility size, elevation and geographic location. *Global Ecology and Conservation*, 21 : e00871. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00871>.
- MACMILLAN, D.C. et K. MARSHALL, 2006. The Delphi process – An expert-based approach to ecological modelling in data-poor environments. *Animal Conservation*, 9 : 11-19. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2005.00001.x>.
- MARTIN, T.G., M.A. BURGMAN, F. FIDLER, P.M. KUHNERT, S. LOW-CHOY, M. MCBRIDE et K. MENSERSEN, 2012. Eliciting expert knowledge in conservation science. *Conservation Biology*, 26 (1) : 29-38. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x>.
- [MELCCFP] MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2023. Parcs éoliens — Québec annonce une nouvelle orientation pour atténuer les impacts des parcs éoliens sur les chauves-souris [Communiqué de presse]. <https://www.newswire.ca/fr/news-releases/parcs-eoliens-quebec-annonce-une-nouvelle-orientation-pour-attenuer-les-impacts-des-parcs-eoliens-sur-les-chauves-souris-802288706.html>.
- [MDDEFP] MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2013. Protocole de suivi des mortalités d'oiseaux de proie et de chiroptères dans le cadre de projets d'implantation d'éoliennes au Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, secteur de la faune, Québec, iii + 20 p.
- [MEIE] MINISTÈRE DE L'ÉCONOMIE, DE L'INNOVATION ET DE L'ÉNERGIE, 2022. Projets éoliens au Québec. Disponible en ligne à : <https://www.economie.gouv.qc.ca/bibliothèques/le-secteur/eolien/energie-eolienne/projets-eoliens-au-quebec>. [Visité le 2023-03-15].
- [MFFP] MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2022. Protocole standardisé — Réseau québécois d'inventaires acoustiques de chauves-souris, gouvernement du Québec, Québec, 71 p.
- [MRNF] MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE, 2008. Protocole de suivi des mortalités d'oiseaux de proie et de chiroptères dans le cadre de projets d'implantation d'éoliennes au Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, secteur de la faune, Québec, 18 p.
- MORRIS, W.F. et D.F. DOAK, 2002. Quantitative conservation biology: Theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA, xvi + 480 p.
- NOEL, W., T.M. WEIS, Q. YU, A. LEACH et B.A. FLECK, 2022. Mapping the evolution of Canada's wind energy fleet. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 167 : 112690. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112690>.

- R CORE TEAM, 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienne, Autriche. URL: <https://www.R-project.org/>.
- RAMÍREZ-FRÁNCEL, L.A., L.V. GARCÍA-HERRERA, S. LOSADA-PRADO, G. REINOSO-FLÓREZ, A. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, S. ESTRADA-VILLEGAS, B.K. LIM et G. GUEVARA, 2022. Bats and their vital ecosystem services: A global review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 17 (1): 2-23. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12552>.
- REUSCH, C., A.A. PAUL, M. FRITZE, S. KRAMER-SCHADT et C.C. VOIGT, 2023. Wind energy production in forests conflicts with tree-roosting bats. *Current Biology*, 33 (4): 737-743. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.12.050>.
- RODHOUSE, T.J., R.M. RODRIGUEZ, K.M. BANNER, P.C. ORMSBEE, J. BARNETT et K.M. IRVINE, 2019. Evidence of region-wide bat population decline from long-term monitoring and Bayesian occupancy models with empirically informed priors. *Ecology and Evolution*, 9 (19): 11078-11088. <https://doi.org/10.1002/ece3.5612>.
- RUSSELL, A.L., C.A. PINZARI, M.J. VONHOF, K.J. OLIVAL et F.J. BONACCORSO, 2015. Two tickets to paradise: Multiple dispersal events in the founding of hoary bat populations in Hawai'i. *PLoS ONE* 10 (6): e0127912. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0127912>.
- SMALLWOOD, K.S., 2013. Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. *Wildlife Society Bulletin*, 37: 19-33.
- STRICKLAND, M.D., E.B. ARNETT, W.P. ERICKSON, D.H. JOHNSON, G.D. JOHNSON, M.L. MORRISON, J.A. SHAFFER et W. WARREN-HICKS, 2011. Comprehensive guide to studying wind energy/wildlife interactions. Rapport préparé pour le National Wind Coordinating Collaborative, Washington, DC. 289 p. Disponible en ligne à : <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Comprehensive-Guide-to-Studying-Wind-Energy-Wildlife-Interactions.pdf>.
- TURNER, G.G., D.M. REEDER et J.T.H. COLEMAN, 2011. A five-year assessment of mortality and geographic spread of white-nose syndrome in North American bats, with a look to the future. *Bat Research News*, 52: 13-27.
- YOUNG, L.J. et J.H. YOUNG, 1998. Capture-recapture: Open populations. Dans: YOUNG, L.J. et J.H. YOUNG (édit.). *Statistical ecology*. Springer US, Boston, MA, p. 357-389.
- ZIMMERLING J.R., A.C. POMEROY, M.V. D'ENTREMONT et C.M. FRANCIS, 2013. Canadian estimate of bird mortality due to collisions and direct habitat loss associated with wind turbine developments. *Avian Conservation and Ecology*, 8:10. <https://doi.org/10.5751/ACE-00609-080210>.
- ZIMMERLING, J.R. et C.M. FRANCIS, 2016. Bat mortality due to wind turbines in Canada. *Journal of Wildlife Management*, 80 (8): 1360-1369. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21128>.



Faunique depuis 40 ans!

© Jean-Simon Bégin

Célébrons ensemble 40 ans d'actions concrètes pour la conservation de la faune et de son habitat.

> Faites un don aujourd'hui : fondationdelafaune.qc.ca



Fondation de la faune du Québec



Gervais Comeau, Conseiller en placement

gervais.comeau@iagestionprivee.ca • gervaiscomeau.com

iagestionprivee.ca



Yvan Bedard
PHOTONATURE
Ph.D. Prof. émérite
Neuville, Qc
Canada G0A 2R0
1-418-561-7046

yvan_bedard@hotmail.com

PHOTOS-LICENCES-COURS-CONSEILS

<http://yvanbedardphotonature.com>