

Mortalité des oiseaux de proie dans les parcs éoliens du Québec – Données de 2004 à 2015

Rapport scientifique

Janvier 2026



Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée par la Direction des espèces fauniques menacées ou vulnérables (DEFAMV) du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

Renseignements

Téléphone : 418 521-3830

1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp

Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Photo de couverture : Luc Farrell

Dépôt légal – 2026

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

Titre : Mortalité des oiseaux de proie dans les parcs éoliens du Québec – Données de 2004 à 2015

Format : PDF

ISBN : 978-2-555-03007-7

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec – 2026

Équipe de réalisation

Kathleen MacGregor, biologiste

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), Direction des espèces fauniques menacées ou vulnérables (DEFAMV) (lors de l'analyse des données en 2016 et 2017)

Jérôme Lemaître, biologiste, Ph. D.

MELCCFP, DEFAMV

Patrick Charbonneau, biologiste, M. Sc.

MELCCFP, DEFAMV

Contribution des auteurs

Les rôles des auteurs ont été définis selon la taxonomie CRediT (*Contributor Roles Taxonomy*), une classification reconnue internationalement qui précise 14 types de contributions associées à la production de travaux scientifiques ou techniques.

Kathleen MacGregor : conceptualisation, curation des données, méthodologie, analyse formelle, investigation, visualisations, rédaction – version initiale, rédaction – révision et édition.

Jérôme Lemaître : conceptualisation, curation des données, méthodologie, investigation, rédaction – version initiale, rédaction – révision et édition, administration du projet, supervision.

Patrick Charbonneau : rédaction – révision et édition.

Remerciements

Nous souhaitons remercier nos collègues du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) qui ont contribué directement ou indirectement à ce rapport scientifique en fournissant des informations utiles et des commentaires constructifs, soit : Francis Bouchard, Stéphane Déry, Justine Desmeules, Nathalie Desrosiers, Pascale Dombrowski, Étienne Drouin, Renée Faubert, Marie-Josée Goulet, Anne-Marie Gosselin, Jean Lapointe, Charles Maisonneuve, Antoine Nappi, Catherine Poussart, Anouk Simard, Danielle St-Pierre, Nathalie Tessier et Marie-Andrée Vaillancourt. Toutes les analyses sont basées sur les inventaires de carcasses effectués par des promoteurs de parcs éoliens du Québec ou leurs consultants, conformément à une exigence établie par le gouvernement du Québec dans le cadre de la procédure d'évaluation environnementale prévue par la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE; RRQ, c. Q-2). Nous remercions les promoteurs de parcs éoliens du Québec et leurs consultants d'avoir effectué les inventaires et fourni les rapports de suivi sur lesquels ce bilan est basé. Un merci spécial à Émilie Trépanier, qui a accompli un travail monumental de compilation des données brutes à partir des rapports soumis. Nous tenons également à remercier Daniel Dalthorp (statisticien au United States Geological Survey) pour les discussions utiles sur les stratégies d'analyse.

Référence à citer

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS (2025). *Mortalité des oiseaux de proie dans les parcs éoliens du Québec – Données de 2004 à 2015, Rapport scientifique*, gouvernement du Québec, Québec, 40 p. + annexes.

Registre du document et des mises à jour

Date	Version	Nature du document ou des modifications	Chargé de projet
Janvier 2026	01	Première version officielle	Jérôme Lemaître

Table des matières

Équipe de réalisation	iii
Table des matières	v
Liste des tableaux	vi
Liste des figures	vi
Résumé	ix
1. Introduction	1
1.1 Mise en situation	1
1.2 Estimation de la mortalité	2
1.3 Objectifs	3
1.4 Oiseaux de proie du Québec	4
2. Méthodologie	5
2.1 Protocoles et collecte de données	5
2.2 Variables utilisées	5
2.3 Choix d'un estimateur, probabilité globale de détection (g) et production d'estimations de mortalité	10
2.4 Comparaison de la mortalité des oiseaux de proie au Québec avec celle d'autres régions	12
3. Résultats	14
3.1 Nombre de carcasses observées	14
3.2 Facteurs de correction	16
3.3 Mortalité estimée des oiseaux de proie dans les parcs éoliens du Québec	22
3.4 Comparaison de la mortalité des oiseaux de proie estimée au Québec à celle rapportée ailleurs dans le monde	25
4. Discussion	28
4.1 Facteurs de correction	28
4.2 Effets cumulatifs	31
4.3 Comparaison des mortalités d'oiseaux de proie au Québec et dans d'autres régions	32

5.	Conclusion	34
6.	Références	35
Annexe A	Comparaison des protocoles d’inventaire de 2008 et de 2013	
Annexe B	Variables utilisées pour estimer la mortalité dans les parcs éoliens du Québec	
Annexe C	Procédure détaillée de calcul ou de sélection des facteurs de correction	
Annexe D	Influence des biais	
Annexe E	Comparaison des estimateurs de la mortalité dans les parcs éoliens	
Annexe F	Données brutes – Nombre de carcasses d’oiseaux de proie retrouvées lors des suivis post-construction des parcs éoliens du Québec	

Liste des tableaux

Tableau 1	Facteurs de correction utilisés dans l’estimation précise de la mortalité lors d’inventaire de carcasses	3
Tableau 2	Proportions prévues de carcasses pour chaque période saisonnière au cours de l’année, ainsi que la durée (en jours) de chaque période saisonnière	9
Tableau A1	Comparaison des protocoles du MRNF (2008) et du MDDEFP (2013)	42
Tableau B1	Définitions des variables et notation adaptées aux protocoles du Ministère	47
Tableau D1	Influence des biais possibles sur les facteurs de correction	57
Tableau E1	Comparaison de plusieurs hypothèses courantes dans six estimateurs de mortalité	62
Tableau F1	Nombre de carcasses d’oiseaux de proie signalées à partir des 65 suivis post-construction	65
Tableau F2	Carcasses d’oiseaux de proie répertoriées dans les 65 suivis de mortalité dans les parcs éoliens du Québec	67

Liste des figures

Figure 1	Répartition du nombre de carcasses déclarées par les parcs éoliens du Québec par année pour les oiseaux de proie et les autres oiseaux pour la période de 2004 à 2015	14
----------	---	----

Figure 2	Nombre de carcasses d'oiseaux (autres que les oiseaux de proie) et de carcasses d'oiseaux de proie observés (tous parcs éoliens confondus) tout au long de la saison de suivi (mars à novembre) pour la période de 2004 à 2015 _____	15
Figure 3	Efficacité de détection des observateurs rapportée dans les 65 suivis pour les carcasses ou les leurres d'oiseaux de petite, moyenne et grande taille pour chacune des trois saisons de surveillance (printemps, été et automne) pour la période de 2004 à 2015 _____	16
Figure 4	Persistance des carcasses ($\bar{t}$) rapportée dans les 65 suivis de mortalité (carcasses d'oiseaux de petite, moyenne et grande taille) au cours des trois saisons d'inventaire (printemps, été et automne) pour la période de 2004 à 2015 _____	17
Figure 5	Proportion des éoliennes d'un parc éolien incluses dans les suivis de la mortalité, en fonction de la date du suivi (avant ou après 2010) et de l'année du suivi (première, deuxième ou troisième année) pour la période de 2004 à 2015 _____	18
Figure 6	Proportion et superficie totale des parcelles d'inventaire couvertes en fonction de leur taille pour les 65 suivis effectués de 2004 à 2015 : A) Proportion de la parcelle d'inventaire, B) Superficie totale inventoriée _____	19
Figure 7	Répartition des carcasses d'oiseaux (incluant les oiseaux de proie) trouvées en fonction de la distance par rapport à la base de l'éolienne, dans les 65 suivis de mortalité pendant la période de 2004 à 2015 _____	20
Figure 8	Couverture temporelle des 65 suivis de carcasses, présentée en fonction de la date de suivi (avant ou après 2010) et de la saison, pour la période de 2004 à 2015 _	21
Figure 9	Probabilités globales de détection (g_{saison}) pour les 65 suivis de carcasses d'oiseaux de proie effectués entre 2004 et 2015 _____	22
Figure 10	Estimation de la mortalité annuelle des oiseaux de proie dans les 30 parcs éoliens pour lesquels des inventaires de carcasses ont été effectués entre 2004 et 2015 : A) Mortalité annuelle totale moyenne (individus tués par an), B) Taux de mortalité annuel moyen (individus tués par an par MW) _____	23
Figure 11	Limite supérieure des IC à 95 % de A) la mortalité annuelle moyenne des oiseaux de proie (individus tués par an) et B) du taux de mortalité (individus tués par an par MW) pour les parcs éoliens inventoriés entre 2004 et 2015 _____	24
Figure 12	Mortalité annuelle totale des oiseaux de proie en fonction de la capacité installée (MW) de chaque parc éolien _____	25
Figure 13	Comparaison de la mortalité des oiseaux de proie au Québec avec d'autres estimations régionales en Amérique du Nord : A) Taux de mortalité exprimé en individus tués par MW et B) Mortalité annuelle moyenne _____	26
Figure 14	Comparaison de la mortalité des oiseaux de proie au Québec avec des estimations mondiales (les estimations de mortalité concernent toutes les espèces d'oiseaux de proie) : A) Taux de mortalité en individus tués par MW et B) Mortalité annuelle moyenne _____	27
Figure A1	Structure des données recueillies lors d'une année de suivi post-construction concernant la mortalité des oiseaux de proie dans les parcs éoliens du Québec	44

Résumé

L'énergie éolienne connaît une croissance exponentielle dans le monde entier. Elle peut remplacer des sources d'énergie plus traditionnelles comme le charbon, promettant de réduire les émissions de carbone et de diminuer l'impact anthropique sur les changements climatiques à l'échelle mondiale. L'expansion du développement éolien a néanmoins des effets négatifs sur la faune, notamment la mortalité des oiseaux et des chauves-souris tués par collision avec les éoliennes. Au Québec, de nombreux promoteurs de parcs éoliens ont été tenus d'effectuer un suivi post-construction de trois ans, consistant à rechercher les carcasses au pied des éoliennes et à mesurer des facteurs de correction, conformément aux protocoles en vigueur lors de l'évaluation environnementale des projets.

L'objectif général de ce rapport scientifique est de présenter les estimations de mortalité des oiseaux de proie dans les parcs éoliens de 2004 à 2015. Les analyses ont été réalisées à l'aide de l'estimateur de la mortalité de Dalthorp et coll. (2017a). Ces résultats ont été comparés aux estimations pour d'autres régions dans le monde. Les deux facteurs de correction les plus importants, soit l'efficacité de la détection d'une carcasse par un observateur et la persistance des carcasses, variaient en fonction de la taille des carcasses. Il y avait également une variation significative des facteurs de correction entre les parcs éoliens, ce qui indique une grande variabilité spatiale et temporelle. Dans l'ensemble, les probabilités globales de détection des carcasses sont très faibles au Québec, avec des valeurs maximales ne dépassant jamais 0,25 et des valeurs moyennes variant entre 0,07 et 0,10.

La mortalité estimée des oiseaux de proie dans les parcs éoliens de la province variait de 2 à 21 individus tués par parc éolien par année. Aucune carcasse d'oiseau de proie d'une espèce menacée ou vulnérable n'a été détectée lors des suivis. Étant donné la faible probabilité de détection des carcasses, ces résultats sont probablement sous-estimés et doivent donc être interprétés avec prudence. De plus, les résultats semblent indiquer des variations importantes entre les parcs éoliens.

La mortalité estimée des oiseaux de proie au Québec est comparable à celle rapportée ailleurs au Canada et semble être plus faible que dans certaines autres régions du monde, particulièrement certains sites aux États-Unis. Le risque apparaît faible pour une majorité des parcs éoliens. Néanmoins, les effets cumulatifs de la mortalité, même relativement faible, peuvent entraîner des conséquences importantes pour les populations à faible fécondité et à faible taux de croissance. C'est le cas des oiseaux de proie, qui sont affectés par plusieurs autres menaces. Il demeure important, dans ce contexte, de poursuivre l'application de mesures de protection relatives aux impacts de l'éolien sur les oiseaux de proie pour les espèces en situation précaire, ainsi que les suivis des populations d'oiseaux de proie sur une plus longue période, notamment le long des routes migratoires, afin d'évaluer adéquatement les effets cumulatifs, dont ceux associés au développement éolien.

1. Introduction

1.1 Mise en situation

L'énergie éolienne connaît une croissance importante dans le monde entier en tant qu'énergie renouvelable. Elle peut remplacer des sources d'énergie plus traditionnelles comme le charbon, promettant de réduire les émissions de carbone et de contribuer à réduire les impacts anthropiques sur les changements climatiques à l'échelle mondiale. En 2015, le Canada se classait au 7^e rang mondial pour la capacité totale installée de cette source d'énergie (11 205 mégawatts [MW]; Canadian Wind Energy Association [CWEA], 2015), avec 1 506 MW (> 10 %) de capacité ajoutée en 2015 seulement. Les deux plus grands contributeurs à la capacité éolienne canadienne étaient l'Ontario et le Québec (4 361 MW et 3 262 MW respectivement en 2015; CWEA, 2015). En 2023, le Canada se classait au 9^e rang mondial en termes de capacité installée, avec environ 16 989 MW, ce qui représentait 1,6 % de la capacité mondiale totale (International Energy Association [IEA], 2023). Le Québec occupait le 3^e rang canadien avec une production de 4 072 MW, derrière l'Ontario (5 536 MW) et l'Alberta (4 453 MW) (Canadian Renewable Energy Association [CREA], 2023).

Il existe cependant un consensus croissant sur le fait que l'expansion du développement de l'énergie éolienne a des effets négatifs sur la faune. Tout d'abord, la construction et l'exploitation de parcs éoliens peuvent entraîner la perte ou la modification d'habitats (Kuvlesky et coll., 2007). De plus, les oiseaux peuvent être tués par des collisions avec les éoliennes elles-mêmes, principalement les pales en rotation (Orloff et Flannery, 1992). La première prise de conscience de ce problème concernait des oiseaux de proie à Altamont Pass, un grand parc éolien en Californie (Orloff et Flannery, 1992; Smallwood et Thelander, 2008). Les carcasses d'oiseaux de proie présentant des signes évidents de traumatisme par collision trouvées autour de la base des éoliennes ont suscité des inquiétudes pour les petites populations de ces oiseaux à croissance lente. En effet, 65 % (119 sur 182) des carcasses d'oiseaux trouvées au cours des trois années de suivi étaient des carcasses d'oiseaux de proie (Orloff et Flannery, 1992). La sensibilisation à la mortalité par collision associée aux éoliennes s'est accrue à mesure que le nombre d'éoliennes installées augmentait. Il est désormais connu que de nombreuses autres espèces d'oiseaux ainsi que des chauves-souris sont également tuées par des collisions avec des éoliennes (Rydell et coll., 2012; American Wind Wildlife Institute [AWWI], 2014; Lemaître et coll., 2017; MacGregor et Lemaître, 2020).

La mortalité des oiseaux de proie dans les parcs éoliens est quantifiée par des observateurs. Ces derniers scrutent le sol à la recherche de carcasses, le long de transects dans une superficie déterminée autour de chacune des éoliennes. De nombreuses variables influencent le nombre de carcasses trouvées. Par conséquent, le nombre brut de carcasses doit être ajusté afin d'estimer la mortalité totale. Des modèles d'estimation de la mortalité (ci-après nommés « estimateurs ») ont été développés précisément à cette fin, en utilisant le nombre de carcasses trouvées, ainsi que des facteurs de correction (p. ex., l'efficacité de la recherche par les observateurs, le nombre d'éoliennes inventoriées, la persistance des carcasses) pour prédire la mortalité totale associée à une éolienne ou à un parc éolien.

Au Québec, le suivi après la construction comprend trois années d'inventaires de carcasses. Il est conçu pour couvrir les principales périodes d'activité des oiseaux au Québec, soit du début du printemps (mars) à la fin de l'automne (novembre). En 2008, le premier protocole standardisé d'inventaires de mortalité après construction a été publié (MRNF, 2008). En 2013, une mise à jour du protocole prenant en compte les nombreuses avancées de la littérature scientifique (annexe A) a été publiée (MDDEFP, 2013). Ces deux protocoles étaient suffisamment similaires pour permettre une comparaison entre la majorité des suivis effectués au Québec jusqu'en 2015. Un tableau comparatif de ces deux protocoles est présenté à l'annexe A.

Les données recueillies au Québec représentent une occasion unique de rendre compte de la mortalité sur une grande zone et de la comparer à la mortalité rapportée ailleurs dans le monde. Nous avons utilisé le nombre brut de carcasses déclaré pour chaque parc éolien et les données sur les facteurs de correction

pour recalculer les taux de mortalité spécifiques à chacun d'eux. Cette approche a permis une analyse des facteurs de correction et de leur influence sur les estimations de mortalité d'oiseaux de proie au Québec. Elle a également permis d'utiliser une stratégie d'estimation standard et comparable de la mortalité totale dans tous les parcs éoliens jusqu'en 2015.

Au cours de la période analysée, de nombreux suivis ont permis de recenser un petit nombre de carcasses, voire aucune. Des observations égales à zéro pouvaient indiquer soit une mortalité nulle, soit une incapacité à détecter la mortalité qui s'était produite (autrement dit, soit une preuve d'absence ou soit une absence de preuve au sens d'Altman et Bland [1995]). La science de l'estimation de la mortalité dans les parcs éoliens a connu une croissance rapide. Lorsque des protocoles standardisés ont été publiés par le Ministère¹ en 2008 et en 2013, les estimateurs de Johnson et Erickson (2008) et d'Huso (2011) représentaient les meilleures stratégies d'analyse disponibles. Cependant, ces estimateurs avaient une faible performance lorsque le nombre de carcasses était faible (< 15 carcasses observées) et étaient inadéquats lorsqu'aucune carcasse n'était observée (Dalthorp et coll., 2017b). Le développement de méthodes d'analyses plus récentes permettant des estimations fiables de la mortalité basées sur des décomptes de carcasses faibles ou nuls (Huso et coll., 2015a, 2015b; Dalthorp et coll., 2017b) a permis de réexaminer la mortalité dans les parcs éoliens du Québec en appliquant une stratégie d'estimation ajustée pour une utilisation avec des décomptes de carcasses faibles ou nuls.

1.2 Estimation de la mortalité

Les inventaires de carcasses sont conçus pour déterminer le nombre d'individus tués dans un parc éolien. Une estimation précise du nombre d'individus tués permet de comprendre les effets cumulatifs sur les populations et l'efficacité des mesures d'atténuation (Baerwald et coll., 2009; Arnett et coll., 2013). Si le nombre de carcasses observées correspond au nombre total d'individus tués ou à une proportion fixe du nombre total, le décompte des carcasses peut être utilisé comme indice de mortalité (Huso, 2011). En réalité, le nombre de carcasses trouvées représente cependant une part variable de la mortalité totale. Les carcasses peuvent rester indétectées, disparaître avant d'être détectées ou tomber en dehors de la zone d'inventaire (Rogers et coll., 1977). Il est donc nécessaire d'utiliser un estimateur pour corriger le nombre de carcasses trouvées à l'aide de facteurs de correction spécifiques au site et à l'année. Dans le cas des inventaires de carcasses, six facteurs de correction (tableau 1) sont généralement combinés pour estimer une probabilité de détection globale (g) qui est ensuite utilisée pour ajuster le nombre de carcasses trouvées afin de produire une estimation de la mortalité totale.

¹ Le terme « Ministère » fait référence aux différents noms que le gouvernement du Québec a donné au ministère responsable de la faune au cours des années 2008 à 2025, soit ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) et ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP).

Tableau 1. Facteurs de correction utilisés dans l'estimation précise de la mortalité lors d'inventaires de carcasses

Facteur de correction	Définition	Variables
Efficacité de l'observateur (p)	Probabilité de détecter une carcasse présente	• Saison • Taille et type de carcasse • Type de végétation • Observateur
Facteur par lequel l'efficacité de l'observateur change (k)	Proportion de carcasses non trouvées lors d'une recherche, qui reste découvrable lors d'une recherche successive (les carcasses manquées lors d'un inventaire sont plus difficiles à trouver et plus difficiles à détecter lors de recherches suivantes)	• Âge/décomposition de la carcasse • Accroissement de la proportion de carcasses difficiles à trouver
Persistance de la carcasse ($\bar{t}$, $S(t)$ ou r)	Durée pendant laquelle une carcasse persiste avant d'être récupérée ou de se décomposer OU probabilité qu'elle dure pendant une période fixe	• Saison • Espèce et population de charognards sur le site • Taille/type de carcasse • Type de végétation
Intervalle entre des recherches successives (l)	Nombre de jours entre deux recherches successives	• Méthodologie d'inventaire / contraintes logistiques
Facteur de correction spatiale (a)	Proportion de la superficie totale où les carcasses pourraient tomber qui a été fouillée	• Taille de la parcelle d'inventaire • Espacement des transects • Topographie/habitat • Répartition théorique des carcasses autour d'une éolienne
Facteur de correction temporelle (v)	Proportion de l'année pendant laquelle l'inventaire s'est déroulé ET répartition temporelle des carcasses tout au long de l'année	• Méthodologie d'inventaire • Écologie des espèces

Adapté d'Huso et coll. (2016) (voir l'annexe B pour une description détaillée des facteurs de correction).

1.3 Objectifs

L'objectif général de ce rapport scientifique est de présenter les estimations de mortalité des suivis post-construction réalisés de 2004 à 2015 afin de fournir les informations nécessaires à la gestion des mortalités d'oiseaux de proie causées par les parcs éoliens au Québec². Les objectifs précis sont les suivants :

² Dans une perspective de gestion adaptative, une mise à jour du protocole de 2013 (MDDEFP, 2013) a été publiée en 2025 (MELCCFP, 2025) sur la base des connaissances acquises sur la mortalité des chauves-souris (MacGregor et Lemaître, 2020) et des résultats du présent rapport scientifique.

- Fournir une analyse détaillée de chacun des facteurs de correction applicables aux parcs éoliens du Québec. Les données disponibles et les résultats de l'estimation de la mortalité, y compris les biais possibles, seront présentés.
- Présenter des estimations de mortalité des oiseaux de proie pour chaque parc éolien du Québec pour lequel des données de suivi étaient disponibles entre 2004 et 2015.
- Comparer les résultats de la période d'analyse (2004-2015) à ceux présentés pour d'autres territoires, soit le reste du Canada, l'Amérique du Nord, et quelques pays asiatiques et européens.

1.4 Oiseaux de proie du Québec

Il y a 27 espèces d'oiseaux de proie au Québec, réparties en deux catégories : les espèces diurnes, telles que les aigles, les buses, les faucons et les urubus, et les espèces nocturnes, comme les hiboux et les chouettes. Ces oiseaux de proie, prédateurs de taille moyenne à grande, sont des espèces à stratégie K, ce qui signifie qu'ils ont une faible croissance démographique et sont sensibles aux effets cumulatifs des menaces. Le Ministère a publié un état de la situation des populations des espèces diurnes (Dumas et coll., 2022) et a collaboré à l'analyse des populations de certaines espèces nocturnes (Ethier et coll., 2025).

Trois espèces diurnes – l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*), le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) et le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) – sont considérées comme vulnérables au Québec en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (LEMV; RRQ, c. E-12.01) et bénéficient d'une protection provinciale. Le hibou des marais (*Asio flammeus*) est une espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable en vertu de la LEMV.

Les oiseaux de proie sont vulnérables aux collisions avec les éoliennes, car ils vivent souvent dans des habitats ouverts et venteux où ces structures sont installées (Orloff et Flannery, 1992; De Lucas et coll., 2008; Ferrer et coll., 2012). En tant que carnivores, charognards et prédateurs supérieurs, les oiseaux de proie sont également menacés par la bioaccumulation de toxines environnementales, ce qui nuit à leur survie et à leur reproduction (Newton, 1988; Newton et coll., 1993; Mineau et coll., 1999; Wobeser et coll., 2004; Sharma et coll., 2014). Comme les populations d'oiseaux de proie sont souvent de petite taille, même un faible taux de mortalité peut avoir des conséquences importantes, en particulier pour les populations déjà affectées par d'autres menaces (Carrete et coll., 2009; Dahl et coll., 2012).

2. Méthodologie

2.1 Protocoles et collecte de données

Les rapports de suivi post-construction de 30 parcs éoliens au Québec ont été consultés. Parmi ces parcs, quinze disposaient de données couvrant trois ans, cinq couvraient deux ans et dix couvraient une seule année. Les parcs pour lesquelles les données couvraient une ou deux années complétaient leur suivi de trois ans en 2015. Au total, cela représentait 65 suivis de carcasses réalisés entre 2004 et 2015.

Les données concernant les carcasses trouvées, l'évaluation de l'efficacité des observateurs et la persistance des carcasses, ainsi que les descriptions des sites et des habitats, ont été extraites de chaque rapport de suivi et regroupées dans une base de données centrale.

Ce ne sont pas tous les parcs éoliens qui ont fourni des données pour chaque combinaison saison / classe de taille, bien que les protocoles standardisés du Québec (MRNF, 2008; MDDEFP, 2013) exigent un suivi pendant trois saisons (printemps, été et automne), avec une évaluation de l'efficacité des observateurs et de la persistance des carcasses pour chaque saison et chaque classe de taille. Si des informations étaient manquantes, les données les plus comparables pour la même classe de taille (petite, moyenne ou grande carcasse, ou leurre) ont été utilisées (voir l'annexe C pour plus de détails sur ce processus de sélection).

De plus, un parc éolien n'a pas réalisé d'inventaire de carcasses au printemps d'une année. Le présent bilan repose donc sur les décomptes de carcasses extraits de 65 suivis pour l'été et l'automne, et de 64 suivis pour le printemps.

2.2 Variables utilisées

2.2.1 Nombre de carcasses observées (X)

Dans la mesure du possible, les carcasses trouvées lors des inventaires réguliers ont été identifiées à l'espèce. La distance et la position par rapport à la base de l'éolienne ainsi que l'état de décomposition ont été notés. Les carcasses ont été retirées de l'aire de recherche par la suite.

2.2.2 Efficacité de l'observateur (p)

Lors des inventaires réguliers de carcasses, des essais d'efficacité des observateurs ont été réalisés en plaçant des carcasses ou des leurres identifiés de manière unique sous des éoliennes sélectionnées de façon aléatoire (voir l'annexe D pour plus de détails sur les biais possibles). Les carcasses utilisées pour les essais étaient principalement des carcasses de volailles. Les leurres utilisés pour mimer les oiseaux de proie étaient, par exemple, des hiboux en plastique sur lesquels des plumes avaient été collées ou des dindons en peluche.

Chaque carcasse ou leurre trouvé a été enregistré, avec sa localisation, ainsi que la distance et la position par rapport à l'éolienne. La classe de visibilité en fonction de la végétation (p. ex., « sol nu » pour une bonne visibilité, « buissons denses » pour une mauvaise visibilité) a aussi été notée, mais les données étaient insuffisantes pour intégrer cette variable dans le bilan, principalement en raison de la prédominance du sol nu dans les parcelles étudiées.

Le protocole du Ministère de 2013 (MDDEFP, 2013) exigeait un essai distinct pour chaque observateur ; toutefois, étant donné que de nombreux inventaires utilisés dans ce bilan ont suivi le protocole de 2008 (MRNF, 2008), qui ne requiert pas d'essais séparés pour chaque observateur, ce facteur a été ignoré. L'efficacité des observateurs (c'est-à-dire la proportion de carcasses retrouvées) a donc été calculée pour chaque parc éolien, chaque saison et chaque année, pour les carcasses d'oiseaux de proie.

L'efficacité des observateurs pour toutes les classes de taille de carcasses rapportées (grandes, moyennes et petites carcasses d'oiseaux) a été comparée à l'aide d'un modèle linéaire généralisé mixte binomial

(fonction *glmer()*) dans la bibliothèque *lme4*; Bates et coll., 2015) qui incluait la saison et la taille des carcasses comme effets fixes et l'identifiant du parc éolien comme facteur aléatoire :

$$\text{Efficacité des observateurs} \sim \text{logit} [\beta_0 + \beta_1 (\text{saison}) + \beta_2 (\text{classe de taille}) + 1 | \text{identifiant du parc éolien}]$$

L'homogénéité des variances et l'ajustement du modèle ont été vérifiés à l'aide de graphiques et du calcul du facteur de surdispersion ($\hat{c}$). Si nécessaire, des corrections ont été apportées aux erreurs standards.

2.2.3 Facteur par lequel l'efficacité de l'observateur change avec les inventaires successifs (k)

L'efficacité des observateurs est peu susceptible d'être constante pour les carcasses présentes lors de plusieurs inventaires en raison de deux processus :

- 1) Au fur et à mesure que les carcasses vieillissent, elles deviennent moins visibles et plus difficiles à détecter (p. ex., elles sont couvertes de poussière, de saleté ou de débris, ou perdent simplement leur forme reconnaissable à mesure qu'elles se décomposent) (Warren-Hicks et coll., 2013).
- 2) Les carcasses non trouvées lors d'un inventaire peuvent rester visibles pour les observateurs de l'inventaire suivant (effet de « passage » de Wolpert [2015]; Dalthorp et Huso [2017b]). L'effet de « passage » (*bleed-through* de Wolpert (2015) est un phénomène observé lors des recherches de carcasses : les carcasses non trouvées lors d'un premier inventaire peuvent rester détectables lors des inventaires suivants. En d'autres termes, certaines carcasses qui échappent à la détection pendant un premier inventaire peuvent devenir visibles dans les inventaires suivants, en raison de différents facteurs, tels que la dégradation progressive de la carcasse, son exposition aux intempéries ou le déplacement d'éléments de la carcasse (p. ex., par le vent ou la faune). Cela porte à croire que l'efficacité des observateurs lors des inventaires suivants n'est pas nécessairement indépendante de l'inventaire initial. Ce phénomène peut influencer les estimations de l'efficacité des observateurs, car une carcasse non retrouvée lors du premier inventaire pourrait être retrouvée dans un inventaire ultérieur, ce qui introduit un biais dans les calculs d'efficacité de l'observateur.

La variation de l'efficacité des observateurs s'exprime sous la forme d'un facteur, noté k , qui représente la proportion de l'efficacité initiale des observateurs et qui s'applique lors des inventaires suivants. Certains estimateurs ont supposé que l'effet de « passage » était fixé à 1, ce qui signifie que toutes les carcasses non trouvées lors du premier inventaire seraient toujours détectables lors des inventaires ultérieurs avec la même efficacité des observateurs (p. ex., l'estimateur de Johnson/Erickson; Erickson et coll., 2000; Johnson et coll., 2003; Johnson et Erickson, 2008). D'autres ont supposé que cet effet était égal à 0, ce qui signifie qu'aucune carcasse non trouvée lors du premier inventaire ne serait détectée lors des inventaires suivants (p. ex., la première version de l'estimateur de Huso, 2011). Cependant, des travaux de Korner-Nievergelt et coll. (2011), Wolpert (2015) et Dalthorp et coll. (2017b) ont permis à la valeur de k de varier entre 0 et 1.

Bien que certaines méthodes d'estimation permettent d'utiliser des valeurs de k autres que 0 ou 1, il n'existait pas de données de terrain permettant une estimation de k en 2016-2017. Dans l'une des rares études réalisées à cette époque pour estimer k à partir de données de terrain, un essai complet sur l'efficacité des observateurs a été mené dans le nord-est des États-Unis (avec 1 288 carcasses sur quatre sites). Il a été constaté que k restait relativement constant entre les différentes classes de visibilité, avec une valeur de 0,674 (Dalthorp et Huso, 2017b).

Aucune donnée de terrain provenant du Québec ne permettait d'estimer k . Il a donc été décidé d'adopter la valeur de 0,674, comme suggéré par Dalthorp et Huso (2017b).

2.2.4 Persistance de la carcasse ($\bar{t}$, $S(t)$, ou r)

Les essais de persistance des carcasses, réalisés selon les protocoles du Ministère (MRNF, 2008; MDDEFP, 2013), consistaient à placer des carcasses (p. ex., carcasses de volaille) sur le terrain et à les trouver lors de visites répétées pour déterminer à quel moment elles disparaissaient. La méthode la plus appropriée pour résumer ces données consiste à ajuster un modèle aux données brutes et à déterminer la distribution sous-jacente (Bispo et coll., 2013). Cependant, les protocoles de 2008 et de 2013 recommandaient également de calculer une moyenne du nombre de jours ($\bar{t}$) ainsi que la variance associée pour chaque combinaison de taille de carcasse et de saison. Ces informations étaient disponibles pour les 65 suivis des carcasses inclus dans ce bilan.

Très peu de parcs éoliens (15 suivis sur 65) ont fourni les données brutes (présence/absence des carcasses à chaque visite), ce qui a empêché l'ajustement des modèles sur ces données. En conséquence, nous avons supposé que la persistance des carcasses suivait une distribution exponentielle : beaucoup de carcasses disparaissent généralement rapidement alors que quelques-unes restent de nombreux jours sur place. Cette distribution peut être décrite adéquatement en utilisant uniquement une moyenne et une mesure de variance associée. Nous avons ensuite utilisé cette distribution pour calculer la proportion de carcasses devant persister pendant un intervalle d'inventaire (r).

L'effet de la saison et de la classe de taille des carcasses sur la persistance moyenne a été évalué à l'aide d'un modèle linéaire mixte (fonction *lmer()* de la bibliothèque *lme4* dans R; Bates et coll., 2015), en incluant l'identifiant du parc éolien comme facteur aléatoire. Les valeurs de persistance ont été transformées en logarithmes afin d'homogénéiser les variances. L'impact d'une valeur extrême sur les résultats du modèle a été vérifié en comparant les modèles avec et sans cette observation. Comme les résultats ne différaient pas entre les deux modèles, tous les résultats sont présentés à partir du modèle complet.

$$\log(\text{persistance des carcasses}) \sim \beta_0 + \beta_1(\text{saison}) + \beta_2(\text{classe de taille}) \\ + \beta_3(\text{saison: classe de taille}) + (1|\text{identifiant du parc éolien})$$

L'homogénéité des variances et la normalité des résidus ont été évaluées graphiquement.

2.2.5 Intervalle entre les inventaires successifs (I) et calendrier d'inventaires

L'intervalle d'inventaire (I), qui correspond au temps écoulé depuis le dernier inventaire, interagit avec la persistance des carcasses, influençant ainsi la proportion du nombre total de carcasses qui peut être retrouvée lors d'un inventaire. Étant donné le faible nombre de carcasses retrouvées au Québec entre 2004 et 2015, un calendrier unique a été établi pour chaque parc éolien et chaque saison de suivi. Les saisons ont été définies en fonction des dates les plus précoces et les plus tardives établies dans le protocole de 2013 (MDDEFP, 2013) : printemps (du 15 mars au 7 juin), été (du 8 juin au 31 juillet), et automne (du 1^{er} août au 15 novembre). Bien que l'ensemble de ces dates ait été utilisé pour tous les calculs, les saisons ont été pondérées pour tenir compte de la présence des oiseaux de proie au cours du cycle annuel (voir la section 2.2.7 pour le facteur de correction temporelle). Les dates de début et de fin des inventaires rapportées ont permis de créer une séquence ordonnée de dates uniques d'inventaire pour chaque groupe de traitement des éoliennes (c'est-à-dire des inventaires tous les trois jours ou tous les sept jours) pendant chaque saison.

Dans seulement 15 des 65 suivis réalisés on rapporte plus d'un intervalle d'inventaire, ce qui représente sept parcs éoliens. Dans 12 de ces 15 suivis (ce qui représente six parcs éoliens), on rapporte plusieurs intervalles d'inventaire au sein de la même saison. Un calendrier composite a été créé en combinant les calendriers spécifiques aux différents traitements au sein d'une même saison. Cela suppose que, pour les périodes où un intervalle d'inventaire plus court a été utilisé, toutes les éoliennes ont été visitées à cet intervalle plus court. Dans la plupart des cas, cela a été respecté. Cependant, dans les cas où seulement un sous-échantillon des éoliennes a été visité à cet intervalle plus court (moins de cinq suivis), cela a conduit à ajouter des visites pour plusieurs éoliennes, ce qui a introduit un biais en sous-estimant la

mortalité. Toutefois, étant donné que ce biais était faible et concernait une petite proportion des suivis réalisés ainsi qu'une petite partie du temps total couvert par les suivis, ce calendrier composite a été jugé acceptable pour l'estimation de la mortalité des oiseaux de proie.

2.2.6 Facteur de correction spatiale (a)

La correction pour la surface couverte lors de l'inventaire évalue la proportion de la surface totale où les carcasses pourraient être retrouvées et qui a effectivement été inventoriée. Cette correction comprend trois variables :

- 1) Le nombre d'éoliennes inventoriées par rapport au nombre total d'éoliennes dans le parc;
- 2) La proportion de la surface sous chaque éolienne qui a été incluse dans les inventaires de carcasses;
- 3) La proportion de carcasses censées tomber dans cette zone inventoriée.

Le nombre d'éoliennes incluses dans les suivis de carcasses a été clairement rapporté pour chaque parc éolien. L'effet de l'année de suivi (première, deuxième ou troisième année consécutive de suivi dans un parc éolien, ce qui est considéré comme un facteur ordonné) et de la date (avant ou après 2010, année où le protocole de 2008 a été largement mis en œuvre) ainsi que l'interaction entre ces deux facteurs ont été analysés à l'aide d'un modèle linéaire généralisé avec une distribution binomiale (fonction *glm()* du paquet *stats* de base R; R Core Team, 2016).

$$\text{Proportion d'éoliennes inventoriées} \sim \text{logit}[\beta_0 + \beta_1(\text{année consécutive}) + \beta_2(\text{date}) + \beta_3(\text{année consécutive:date})]$$

L'homogénéité des variances a été évaluée graphiquement et le facteur de surdispersion du modèle ($\hat{c}$) a été calculé.

La proportion de chaque parcelle d'inventaire couverte pendant les suivis n'était pas disponible pour toutes les éoliennes surveillées dans chaque parc éolien (p. ex., un parc éolien a rapporté des proportions pour 4 éoliennes sur 25, et seulement pour une saison sur trois). En conséquence, une proportion représentative de la surface sous chaque éolienne a été calculée pour chaque combinaison parc éolien / saison en faisant la moyenne des proportions spécifiques aux éoliennes disponibles (voir l'annexe C pour plus de détails). Cette proportion moyenne de la parcelle d'inventaire couverte a été combinée avec les dimensions de la parcelle pour calculer la proportion de la surface située entre 0 et 40 m de la base de l'éolienne, ainsi que celle située entre 40 et 80 m. La proportion de la surface entre 0 et 40 m a été plafonnée à 0,9, car la plupart des parcs éoliens ont indiqué qu'une petite portion de la surface de la parcelle était inaccessible (p. ex., présence d'un cap rocheux), mais beaucoup n'ont pas fourni d'informations détaillées sur l'emplacement des zones non inventoriées. L'impact de la forme et de la taille de la parcelle d'inventaire sur la proportion de la parcelle et la surface totale inventoriée a été évalué à l'aide de deux modèles linéaires, suivis de comparaisons post-hoc multiples (tests *t* appariés avec corrections de Bonferroni), soit les suivants :

$$\text{Proportion de la parcelle de recherche} \sim \beta_0 + \beta_1(\text{forme de la parcelle/dimension})$$

$$\text{Surface totale de la parcelle de recherche} \sim \beta_0 + \beta_1(\text{forme de la parcelle/dimension})$$

L'homogénéité de la variance et la normalité des résidus ont été vérifiées graphiquement.

L'application d'une correction basée uniquement sur la proportion de la parcelle d'inventaire couverte suppose que les carcasses sont uniformément réparties sur l'ensemble de la parcelle et qu'aucune carcasse ne se trouve en dehors de cette zone. Toutefois, des études fondées à la fois sur des modèles balistiques (Hull et Muir, 2010) et sur des données de terrain (Huso et Dalthorp, 2014) ont montré que les carcasses sont plus fréquemment situées près des éoliennes. Les données disponibles pour ce bilan n'ont pas permis de déterminer la distribution exacte des carcasses autour des éoliennes, car peu d'inventaires ont été réalisés de manière fiable au-delà des zones où l'on s'attend à trouver des carcasses (>80-120 m; Hull et Muir, 2010; Huso et Dalthorp, 2014).

En raison de l'absence d'inventaires systématiques de carcasses à plus de 40 m de la base des éoliennes et par précaution, des valeurs prudentes ont été adoptées, basées à la fois sur la littérature existante (Hull et Muir, 2010; Huso et Dalthorp, 2014; Korner-Nievergelt et coll., 2016; Zimmerling et Francis, 2016) et sur des échanges avec Daniel Dalthorp (statisticien, US Geological Survey, communications personnelles, 2017). Ainsi, les valeurs suivantes ont été retenues : 0-40 m : 60 % et 40-80 m : 40 %. En conséquence, les proportions de la zone fouillée ont été ajustées en fonction de l'abondance relative attendue des carcasses. Cette proportion ajustée a ensuite été multipliée par la proportion d'éoliennes incluses dans le suivi pour obtenir un facteur de correction spatiale global (a) (voir l'annexe C pour plus de détails sur le calcul).

2.2.7 Facteur de correction temporelle (v)

La correction temporelle d'un suivi est cruciale pour comparer les mortalités estimées entre les parcs éoliens et d'une année à l'autre. Cela consiste à déterminer quelle proportion de la mortalité annuelle totale devrait se produire pendant un suivi.

Dans les régions septentrionales, où l'environnement est marqué par des cycles saisonniers et migratoires, il est peu probable que la mortalité soit répartie uniformément sur l'année. En l'absence de données quantitatives détaillées et fiables sur la répartition temporelle de la mortalité, il est possible de définir de manière générale la proportion attendue de carcasses pendant un nombre limité de périodes ou saisons.

Certaines espèces d'oiseaux de proie migrent vers le sud pendant l'hiver, tandis que d'autres restent au Québec toute l'année. Une proportion de 5 % de la mortalité a été attribuée aux mois d'hiver non étudiés, pour refléter l'activité continue de certaines espèces pendant cette saison. Le printemps et l'automne, en raison des migrations, se sont vu attribuer chacun 35 % de la mortalité. L'été, avec la baisse des déplacements de longue distance des oiseaux pendant la période de reproduction, a été associé à une proportion légèrement inférieure, soit 25 % (tableau 2).

Tableau 2. Proportions prévues de carcasses pour chaque période saisonnière au cours de l'année, et durée (en jours) de chaque période saisonnière

	Saison			
	Printemps	Été	Automne	Hiver
Proportion de la mortalité des oiseaux de proie	0,35	0,25	0,35	0,05
Durée (j)	78	61	108	118

Les estimations de mortalité sont généralement robustes face à de petites erreurs dans la spécification des proportions de carcasses attendues pendant les différentes périodes saisonnières. Les proportions choisies pour ce bilan reposaient sur les meilleures informations écologiques et l'expertise disponible à l'époque, et ne devaient pas introduire d'erreurs majeures dans l'estimation de la mortalité des oiseaux de proie.

Pour calculer la proportion de l'intervalle couvert par le calendrier d'inventaire, le nombre total de jours compris dans le calendrier (de la date de début à la date de fin) a été divisé par le nombre total de jours de chaque saison (tableau 2).

L'effet de la saison (printemps, été, automne) et de la date du suivi (avant et après 2010, année correspondant à la mise en œuvre complète du protocole du MRNF [2008]) ainsi que l'interaction entre ces deux facteurs ont été analysés à l'aide d'un modèle linéaire :

$$\text{Couverture temporelle} \sim \beta_0 + \beta_1(\text{saison}) + \beta_2(\text{date}) + \beta_3(\text{saison: date})$$

L'homogénéité des variances et la normalité des résidus ont été vérifiées graphiquement.

2.3 Choix d'un estimateur, probabilité globale de détection (g) et production d'estimations de mortalité

En raison du grand nombre d'observations nulles rapportées dans les suivis de carcasses d'oiseaux de proie au Québec (55 sur 65 suivis) ainsi que du faible nombre total de carcasses trouvées (dans moins de 10 suivis on signale plus de 15 carcasses), l'estimateur de Dalthorp et coll. (2017a) a été retenu. Cet estimateur était le seul à l'époque à permettre une estimation fiable dans les cas où le nombre de carcasses trouvées était faible ou égal à zéro (voir l'annexe E pour une discussion détaillée sur les estimateurs). Les calculs ont été effectués à l'aide du logiciel statistique *Evidence of Absence* (EoA; Dalthorp et coll., 2017a) dans l'environnement informatique R (R Core Team, 2016).

L'estimateur de Dalthorp et coll. (2017a) repose sur l'approche suivante pour combiner plusieurs facteurs : la persistance des carcasses ($S(t)$), l'efficacité de l'observateur (p) (y compris les variations de l'efficacité de l'observateur [k]), le facteur de correction temporelle pour l'apparition des carcasses au cours de la saison d'inventaire (v) et le facteur de correction spatiale (a), afin d'obtenir une probabilité globale de détection (g) pour chaque saison d'inventaire (i) :

$$\hat{g}_i^D = \hat{a}_i \sum_j \sum_h \prod_{l=0}^{j-h-1} (1 - k^l p) k^{j-h} p \int_{t_{h-1}}^{t_h} S(t_j - t) v(t) dt$$

Un processus en trois étapes a été suivi pour combiner les estimations des facteurs de correction saisonniers précédemment calculés avec les décomptes de carcasses rapportés, en utilisant le logiciel EoA.

Tout d'abord, le module *Single Year* a été utilisé pour estimer la probabilité globale de détection pour chaque saison (g_{saison}) dans chaque parc éolien, pour chaque année. Dans ce module *Single Year*, une « année » correspond à une saison et non à une année civile. Les variables β et α , qui décrivent la distribution bêta pour g_{saison} , ont été enregistrées.

Ensuite, l'effet de la saison, de la classe de taille et de l'interaction de ces deux facteurs sur les valeurs de g_{saison} a été évalué à l'aide d'un modèle mixte linéaire généralisé binomial (fonction *glmer()* de la bibliothèque *lme4* ; Bates et coll., 2015), avec l'identifiant du parc éolien comme facteur aléatoire :

$$g_{\text{saison}} \sim \text{logit}[\beta_0 + \beta_1(\text{saison}) + \beta_2(\text{classe de taille}) + \beta_3(\text{saison: classe de taille}) + (1|\text{identifiant du parc éolien})]$$

L'homogénéité des variances a été vérifiée de manière graphique. De plus, la surdispersion du modèle a été évaluée en ajustant un modèle linéaire généralisé (sans inclure le facteur aléatoire) et en calculant le facteur de surdispersion ($\hat{c}$) pour ce modèle.

Ensuite, le module *Multiple Class* a été utilisé pour combiner les trois probabilités saisonnières de détection (g_{saison}) obtenues à l'étape précédente en une probabilité de détection annuelle ($g_{année}$), en pondérant chaque saison selon la proportion de carcasses attendue pour cette saison (voir la section 2.2.7 sur le facteur de correction temporelle). Les variables β et α , qui décrivent la distribution bêta pour $g_{année}$, ont été enregistrées.

Une estimation de la mortalité annuelle pour chaque année d'inventaire a été calculée comme la médiane de la distribution a posteriori ($M*50$). L'effet de l'année consécutive d'inventaire (première, deuxième ou troisième année après la construction) sur la mortalité estimée a été évalué à l'aide d'un modèle mixte linéaire, incluant l'identifiant du parc éolien imbriqué dans la région comme effet aléatoire :

$$\log (M*50) \sim \beta_0 + \beta_1(année\ du\ suivi) + (région|identifiant\ du\ parc\ éolien)$$

La mortalité médiane a été transformée de manière logarithmique. L'homogénéité des variances et la normalité des résidus ont ensuite été vérifiées à l'aide d'analyses graphiques.

Le module *Multiple Years* a été utilisé avec les décomptes de carcasses annuels et les variables α (Ba) et β (Bb) décrivant les probabilités annuelles de détection ($g_{année}$) pour estimer le taux de mortalité annuel moyen (λ) ainsi que les intervalles de confiance (IC) à 95 % pour chaque parc éolien, en utilisant toutes les années de données disponibles. Toutes les années ont été pondérées de manière égale ($\rho = 1$).

Les estimations de la mortalité annuelle totale pour les oiseaux de proie ont été converties en taux de mortalité annuels (individus tués par MW par an) en utilisant la puissance totale installée de chaque parc éolien. Conformément à la terminologie des protocoles de suivi de 2008 et de 2013 (MRNF, 2008; MDDEFP, 2013), les décès annuels sont appelés « mortalités annuelles totales », tandis que les décès par an par MW sont appelés « taux de mortalité annuels ».

Il est probablement plus important de définir une limite supérieure en deçà de laquelle il est certain que la mortalité moyenne d'un parc éolien se situe, plutôt que d'estimer précisément la mortalité moyenne elle-même, car cela permet de prendre en compte la variabilité autour de la moyenne. La limite supérieure d'un IC à 95 % autour de la moyenne offre une manière de présenter cela, car elle indique la borne supérieure d'une plage dans laquelle la moyenne devrait se situer 95 % du temps.

Pour évaluer l'impact de la région sur les limites supérieures de l'IC à 95 % autour de la mortalité annuelle, deux modèles linéaires ont été utilisés (un pour la limite supérieure de la mortalité annuelle totale et un pour celle de la mortalité annuelle par MW), suivis de tests t pairés avec correction de Bonferroni pour les valeurs p :

$$Limite\ supérieure\ de\ l'IC\ à\ 95\ \% \text{ autour de la mortalité annuelle moyenne} \sim \beta_0 + \beta_1(région)$$

$$Limite\ supérieure\ de\ l'IC\ à\ 95\ \% \text{ autour du taux de mortalité annuel moyen} \sim \beta_0 + \beta_1(région)$$

L'homogénéité des variances et la normalité des résidus ont été vérifiées à l'aide d'analyses graphiques.

La relation entre la mortalité annuelle (tant la moyenne que la limite supérieure de l'IC à 95 % autour de la moyenne) et la capacité installée (MW) a été analysée à l'aide de deux modèles linéaires :

$$Mortalité\ annuelle\ moyenne \sim \beta_0 + \beta_1(capacité\ installée)$$

$$\text{Limite supérieure de l'IC à 95 \% autour du taux de mortalité annuel moyen} \sim \beta_0 + \beta_1(\text{capacité installée})$$

L'homogénéité des variances et la normalité des résidus ont été évaluées graphiquement.

Les IC à 95 % pour les mortalités annuelles combinées de la province de Québec de 2004 à 2015 ont été estimés à l'aide du module *Multiple Class* du logiciel EoA. Cette estimation considère les parcs éoliens comme des classes et pondère leur contribution en fonction du nombre d'éoliennes installées dans chaque parc (les contributions ont également été pondérées selon la mortalité estimée, et les résultats étaient cohérents).

Les limites supérieure et inférieure de la mortalité annuelle provinciale ont été projetées sur 25 ans (jusqu'en 2040) afin de calculer les limites supérieure et inférieure de la mortalité cumulative sur cette période. Ces projections représentent des estimations minimales, car elles supposent que la capacité installée reste constante et que la mortalité annuelle ne varie pas.

2.4 Comparaison de la mortalité des oiseaux de proie au Québec avec celle d'autres régions

Une revue de la littérature sur la mortalité des oiseaux de proie dans les parcs éoliens a été réalisée et les estimations du taux de mortalité par MW ont été extraites de toutes les études publiées disponibles jusqu'en 2016. Lorsque des estimations régionales étaient fournies, elles ont été utilisées. Cependant, dans de nombreux cas, seule une estimation nationale était disponible. Ainsi, deux types de comparaisons ont été effectués : l'une avec les estimations régionales nord-américaines et l'autre avec les estimations nationales d'Amérique du Nord (Canada et États-Unis), d'Europe (Allemagne et Espagne) et du Japon.

Pour le Québec, nous avons utilisé les données du présent rapport. La proportion des carcasses étant des carcasses d'oiseaux de proie était de 11,15 % (402 carcasses d'oiseaux de proie / 3 605 carcasses d'oiseaux). Cette proportion a ensuite été utilisée pour ajuster les taux de mortalité rapportés par MW.

Les estimations pour les régions canadiennes (Ontario, Alberta et Maritimes) ont été extraites du document de Bird Studies Canada et coll. (2016), ainsi que les IC à 95 % rapportés. Pour l'ensemble du Canada, deux estimations ont été trouvées. Zimmerling et coll. (2013) ne fournissaient pas d'estimation pour tous les oiseaux de proie. Ils présentaient une estimation nationale pour une seule espèce, la buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*), qui faisait partie des dix espèces rapportées le plus fréquemment dans les inventaires de carcasses. Une deuxième estimation nationale canadienne a été obtenue en utilisant la mortalité des oiseaux de proie par MW estimée dans le présent bilan, puis en multipliant par la capacité installée au Canada en 2015 (11 205 MW; CWEA, 2015).

Les estimations régionales nord-américaines (pour la Californie, l'Est, l'Ouest et les plaines centrales des États-Unis) proviennent de Loss et coll. (2013). Les taux de mortalité rapportés dans cet article concernent l'ensemble des oiseaux. Plusieurs estimations nationales pour les États-Unis sont présentées. Smallwood (2013) présente deux estimations, l'une qui inclut les éoliennes du parc éolien d'Altamont Pass et l'autre qui l'exclut (États-Unis avec Altamont Pass et États-Unis sans Altamont Pass). Loss et coll. (2013) présentent une estimation combinée pour toutes les régions (É.-U.^s) et Erickson et coll. (2001, 2005) présentent deux estimations de la mortalité des oiseaux de proie (É.-U.[¶] et É.-U.^o, respectivement). L'estimation de la mortalité au Japon est tirée de Kitano et Shiraki (2013). Ces auteurs présentent des estimations de la mortalité pour quatre espèces d'oiseaux de proie; une estimation de la mortalité de tous les oiseaux de proie est obtenue en additionnant ces estimations individuelles.

Les deux estimations pour l'Espagne proviennent de Barrios et Rodríguez (2004) et de De Lucas et coll. (2008). Ces deux études ont examiné les deux mêmes parcs éoliens en Espagne et présentent des estimations pour tous les oiseaux de proie combinés par éolienne. La capacité déclarée des éoliennes a été utilisée pour transformer ces estimations en estimations par MW afin de pouvoir les comparer à d'autres estimations. L'estimation pour l'Allemagne provient de Bellebaum et coll. (2013) et concerne une seule

espèce, le milan royal (*Milvus milvus*). Elle représente donc une estimation minimale puisqu'elle ne concerne qu'une seule espèce.

Toutes les estimations nationales ont été ajustées en fonction de la capacité installée en 2015-2016. Les taux de mortalité (nombre d'individus tués par MW) ont été obtenus à partir de diverses sources, puis multipliés par la capacité installée nationale en 2015, telle que rapportée par l'association éolienne appropriée (CWEA, 2015; European Wind Energy Association [EWEA], 2016; American Wind Energy Association [AWEA], 2016; Japan Wind Power Association [JWPA], 2017), afin de produire une estimation de la mortalité totale.

3. Résultats

3.1 Nombre de carcasses observées

L'interprétation directe des dénombrements de carcasses n'est pas recommandée, car la probabilité de détection (g) varie d'un inventaire à l'autre. Cependant, quelques tendances générales peuvent être observées à l'échelle de l'ensemble des suivis.

Les décomptes de carcasses d'oiseaux de proie dans les 65 suivis inclus dans ce bilan étaient généralement très faibles. Dans seulement 10 des 65 suivis on a rapporté des décomptes de carcasses non nuls. Aucun inventaire annuel n'a permis d'observer plus de trois carcasses d'oiseaux de proie, et la majorité des observations non nulles concernaient une seule carcasse (figure 1).

Les oiseaux (à l'exclusion des oiseaux de proie) montrent une tendance différente. Dans la plupart des suivis (79 %; 51 sur 65), on a trouvé une ou plusieurs carcasses, et dans la majorité de ces suivis (61 %; 31 sur 51) on a signalé entre 1 et 5 carcasses (figure 1).

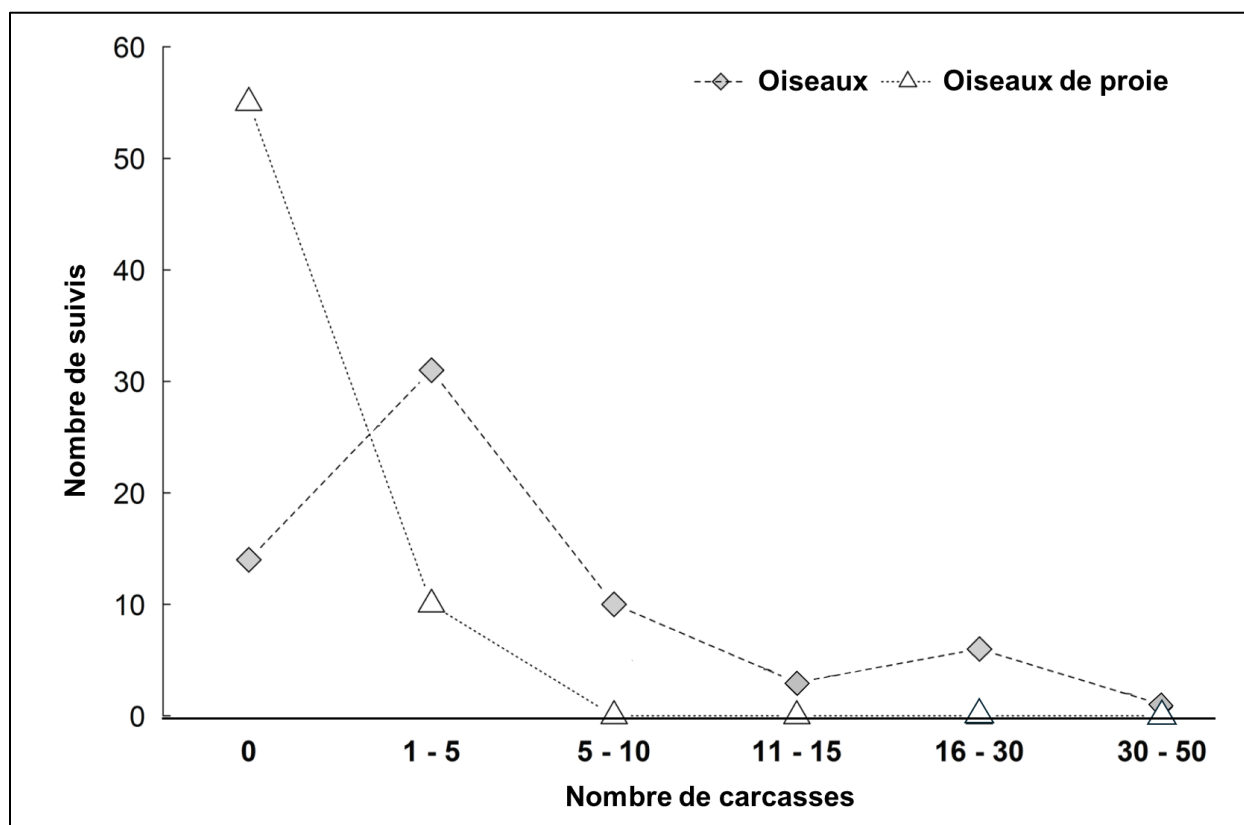


Figure 1. Répartition du nombre de carcasses déclarées par les parcs éoliens du Québec par année pour les oiseaux de proie et les autres oiseaux pour la période de 2004 à 2015

Dans la majorité des suivis (55 sur 65), aucune carcasse d'oiseau de proie n'a été rapportée (figure 1), ce qui rend difficile l'identification de tendances et complique l'estimation de la mortalité totale (figure 2). Deux pics de nombres élevés de carcasses ont été observés pour les oiseaux autres que les oiseaux de proie, au printemps et à l'automne, correspondant aux périodes de migration. Bien que le nombre de carcasses d'oiseaux de proie observées soit trop faible pour confirmer cette tendance, il est raisonnable de supposer que la mortalité des oiseaux de proie suivait une tendance similaire, étant donné que de nombreuses espèces d'oiseaux de proie migrent également pendant ces périodes.

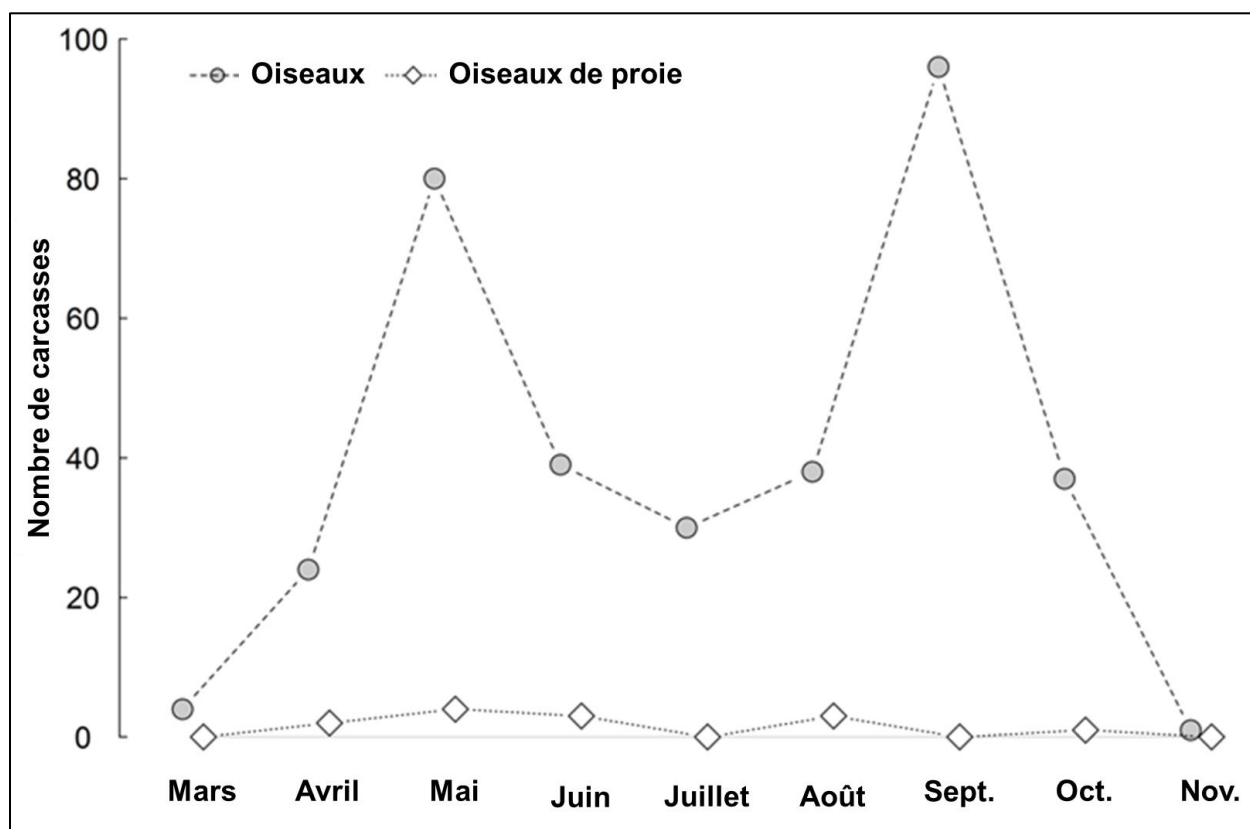


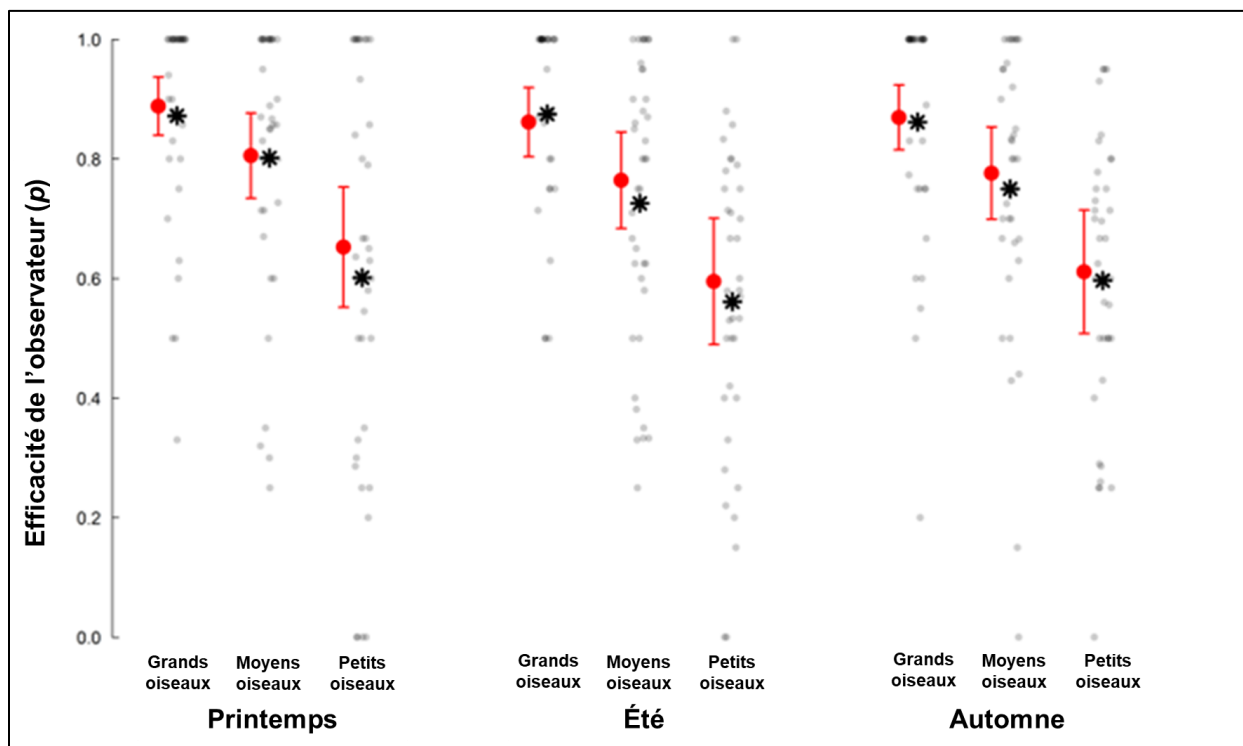
Figure 2. Nombre de carcasses d'oiseaux (autres que les oiseaux de proie) et de carcasses d'oiseaux de proie observées (tous parcs éoliens confondus) tout au long de la saison de suivi (mars à novembre) pour la période de 2004 à 2015

Au total, 13 carcasses d'oiseaux de proie ont été retrouvées dans six parcs éoliens (annexe F). Parmi elles, il y avait cinq éperviers bruns (*Accipiter striatus*), quatre buses à queue rousse (*Buteo jamaicensis*), deux crécerelles d'Amérique (*Falco sparverius*), un grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) et un faucon émerillon (*Falco columbarius*). Six de ces carcasses ont été retrouvées dans un seul parc éolien, tandis qu'aucun autre parc n'en comptait plus de trois. Aucune des espèces retrouvées ne figurait sur les listes fédérale ou provinciale des espèces en voie de disparition, menacées ou vulnérables (tableau F2 de l'annexe F).

3.2 Facteurs de correction

3.2.1 Efficacité de l'observateur (ρ)

L'efficacité de l'observateur était plus élevée pour les carcasses ou les leurres de grande taille (effet significatif de la classe de taille; X^2 [3, N=385] = 213,7, $p < 0,001$). Cette observation restait constante d'une saison à l'autre, avec une efficacité de détection des carcasses d'oiseaux de grande taille supérieure de 10 à 20 % par rapport aux carcasses de taille moyenne. Les carcasses de taille moyenne étaient détectées avec une efficacité de 10 à 20 % supérieure à l'efficacité de détection des petites carcasses (figure 3). Une différence légèrement significative a été observée entre les saisons, avec une tendance à une efficacité de détection plus élevée au printemps (X^2 [3, N=385] = 6,8, $p = 0,03$) pour toutes les classes de taille. Il y a également une variation entre les parcs éoliens ($\sigma^2 = 0,65$).

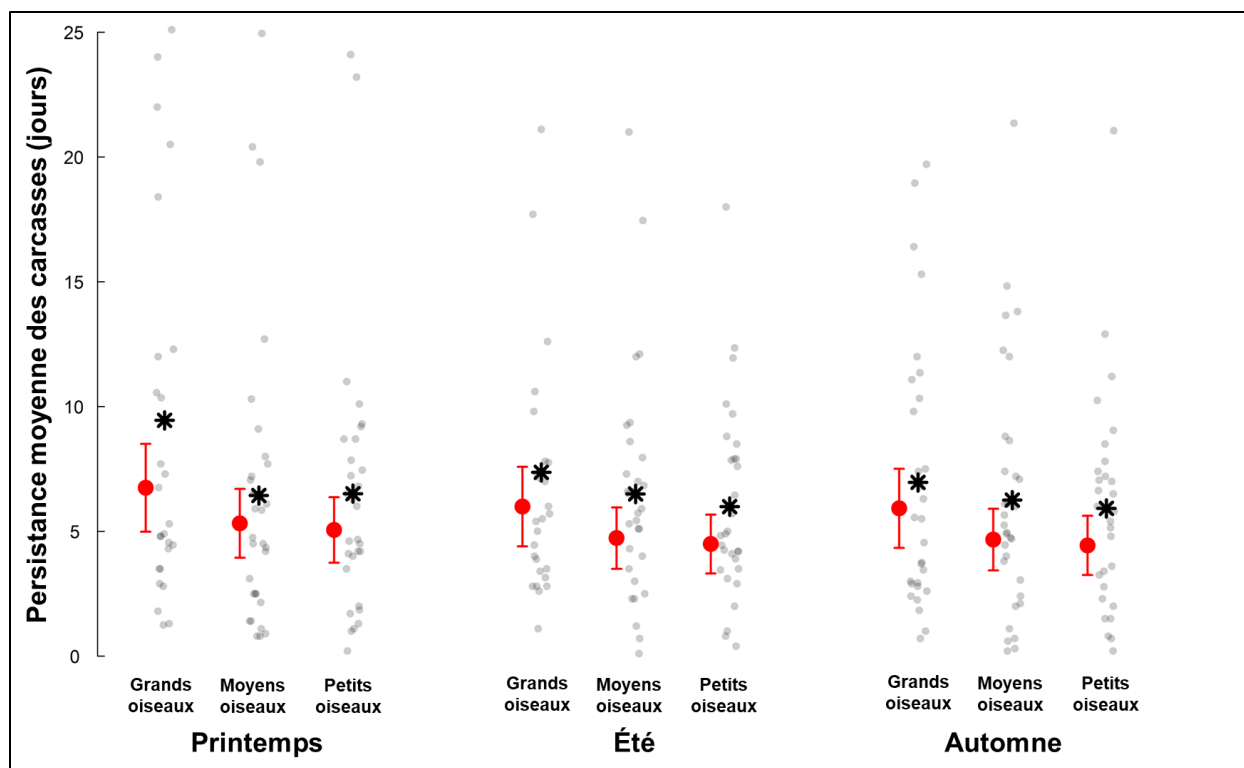


Note : Les points gris représentent les résultats des essais individuels. Chaque point correspond à une combinaison parc éolien / année / saison / classe de taille. Les étoiles noires indiquent les valeurs moyennes par classe de taille et par saison. Les points rouges représentent les valeurs prédites avec leurs IC à 95 % obtenus à partir d'un modèle linéaire mixte généralisé binomial.

Figure 3. Efficacité de détection des observateurs rapportée dans les 65 suivis pour les carcasses ou les leurres d'oiseaux de petite, moyenne et grande taille pour chacune des trois saisons de surveillance (printemps, été et automne) pour la période de 2004 à 2015

3.2.2 Persistance de la carcasse ($\bar{t}$)

Les valeurs moyennes de persistance des carcasses, rapportées dans les 65 suivis inclus dans ce bilan, allaient de 0 à 25 jours (figure 4) et variaient d'un parc éolien à l'autre ($\sigma^2 = 0,35$). La persistance des carcasses était significativement influencée par la classe de taille des carcasses (X^2 [3, N = 391] = 9,9, $p = 0,02$). Les grandes carcasses persistaient plus longtemps (de 7 à 9 jours) que les carcasses de taille moyenne ou petite (de 4 à 7 jours) (figure 4).



Note : Les points gris représentent les résultats des essais individuels, chaque point correspondant à une combinaison parc éolien / année / saison / classe de taille. Les étoiles noires indiquent les valeurs moyennes par classe de taille et par saison. Les points rouges correspondent aux valeurs prédites avec leurs IC à 95 % obtenus à partir d'un modèle linéaire mixte généralisé avec une distribution gamma.

Figure 4. Persistance des carcasses ($\bar{t}$) rapportée dans les 65 suivis de mortalité (carcasses d'oiseaux de petite, moyenne et grande taille) au cours des trois saisons d'inventaire (printemps, été et automne) pour la période de 2004 à 2015

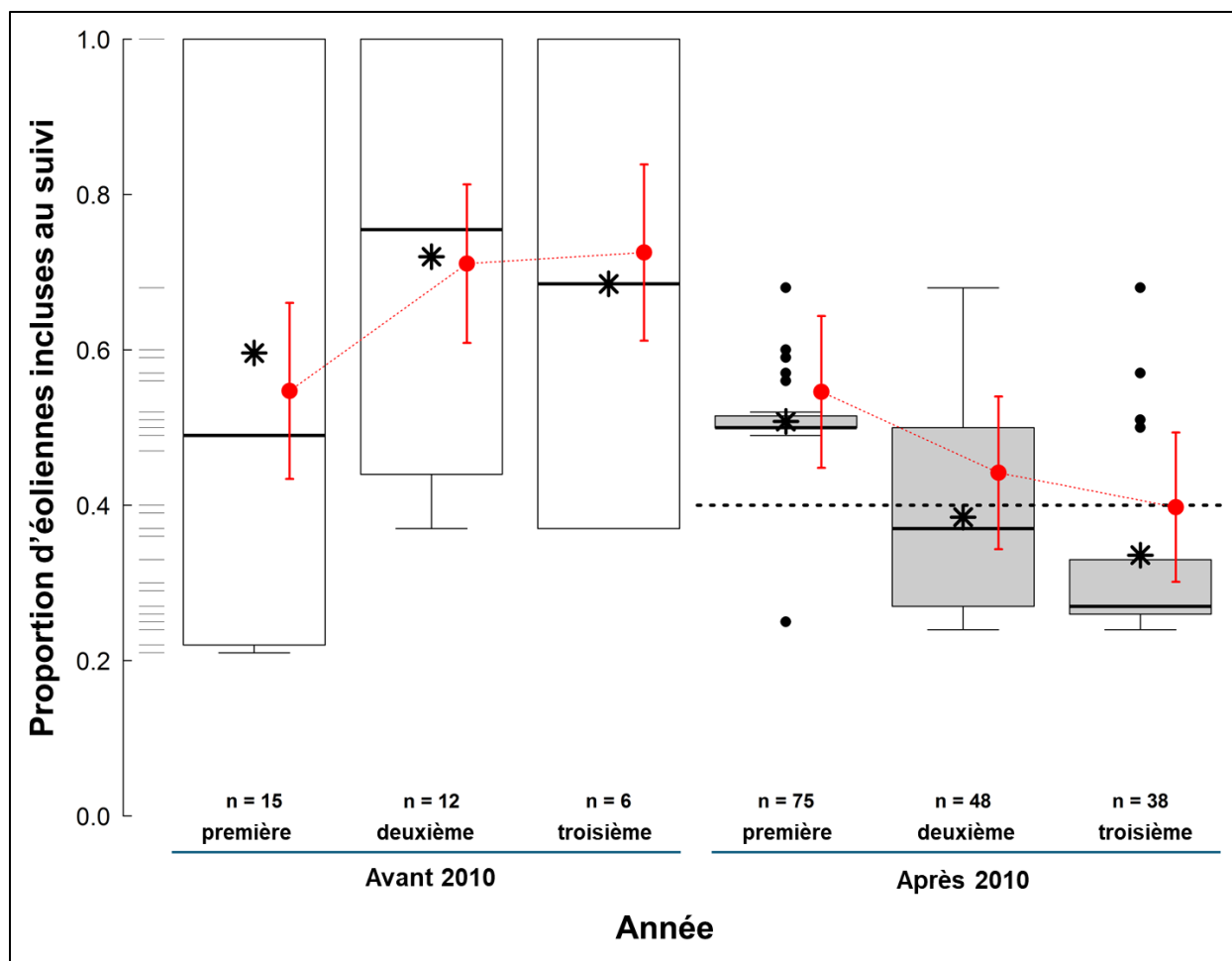
3.2.3 Intervalle entre les inventaires successifs (I)

Dans la plupart des suivis on a rapporté des intervalles d'inventaire de trois jours. Dans 15 des 65 suivis on a mentionné plusieurs intervalles d'inventaire, généralement un intervalle de trois jours, en plus des inventaires réalisés tous les sept jours.

Pour la majorité des combinaisons d'inventaire et de saisons (61 %), l'intervalle d'inventaire moyen était d'environ sept jours. Dans la plupart des suivis, on a rapporté une persistance des carcasses de sept jours ou moins.

3.2.4 Facteur de correction spatiale (a)

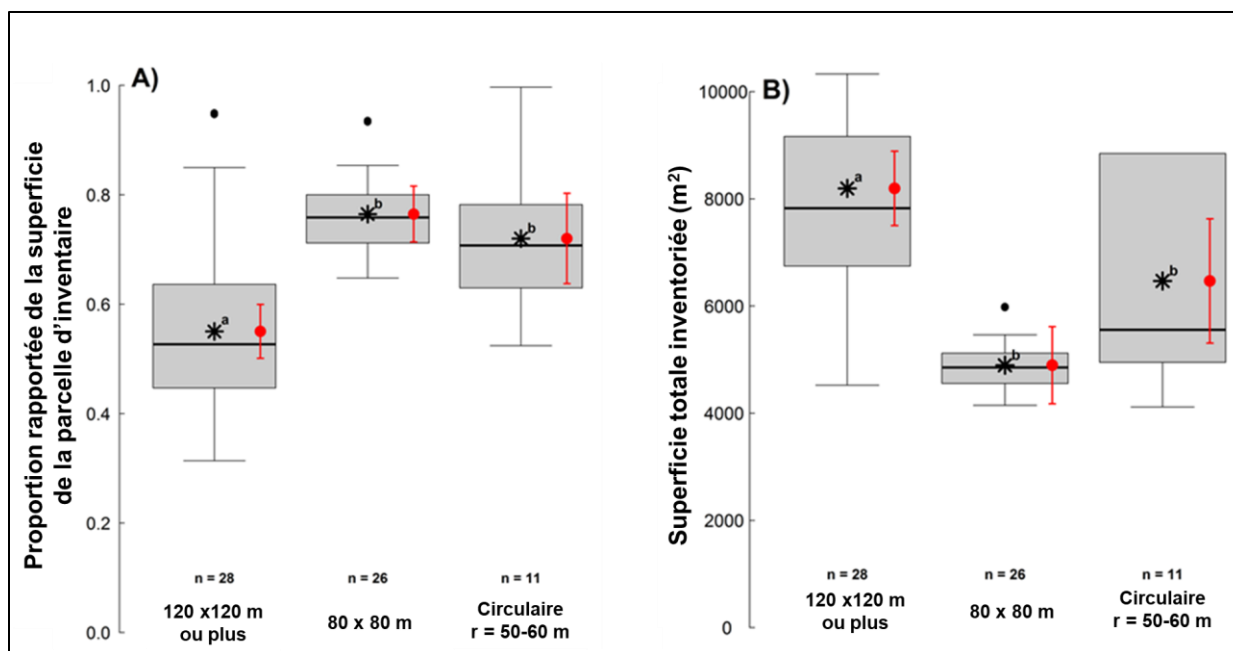
La proportion d'éoliennes incluses dans les 65 suivis variait d'une année à l'autre, selon que les suivis aient eu lieu avant ou après 2010 (interaction significative : $X^2 [2, N = 194] = 73,0, p < 0,001$). Avant 2010, dans le cadre des suivis réalisés lors de la deuxième et de la troisième année on a inventorié une proportion égale ou supérieure d'éoliennes. Cependant, après 2010, une diminution notable du nombre d'éoliennes surveillées a été observée entre la première et la troisième année de suivi (de 0,5 à 0,35) (figure 5). Il existe également une variation entre les parcs éoliens ($\sigma^2 = 1,03$).



Note : Les boîtes indiquent les 25^e et 75^e percentiles, la bande représente la médiane, l'étoile noire marque la moyenne, et les moustaches montrent les quartiles $\pm 1,5$ * l'écart interquartile, ou la valeur extrême si elle est plus éloignée. Les points rouges représentent les valeurs prédites par le modèle (GLM binomial) avec un IC à 95 %, et la ligne noire en pointillés indique le seuil de 0,4 (soit 40 % des éoliennes), fixé comme minimum dans le protocole de MDDEFP (2013).

Figure 5. Proportion des éoliennes d'un parc éolien incluses dans les suivis de la mortalité, en fonction de la date du suivi (avant ou après 2010) et de l'année du suivi (première, deuxième ou troisième année) pour la période de 2004 à 2015

Les parcelles d'inventaire de 120 m × 120 m ont couvert une proportion moindre de la superficie totale d'inventaire que les parcelles de 80 m × 80 m et les parcelles circulaires (figure 6A; $t(61) = 5,9$, $p < 0,001$ et $t(61) = 3,5$, $p < 0,001$, respectivement), ce qui s'explique par la présence plus importante d'habitats forestiers et arbustifs denses en bordure des grandes parcelles, contrairement aux parcelles plus petites et aux parcelles circulaires. En revanche, la réduction de la taille des parcelles a conduit à une diminution significative de la superficie totale inventoriée (figure 6B; $t(61) = -6,5$, $p < 0,001$ et $t(61) = -2,5$, $p = 0,02$, respectivement), bien que la proportion de la superficie couverte ait augmenté. Cette réduction correspond à des diminutions de 3 300 m² et de 1 700 m², respectivement. Le changement concomitant dans l'espacement des transects (espacés de 10 m [MRNF, 2008] à 5 m [MDDEFP, 2013]) pourrait expliquer une couverture plus complète de la superficie à inventorier.

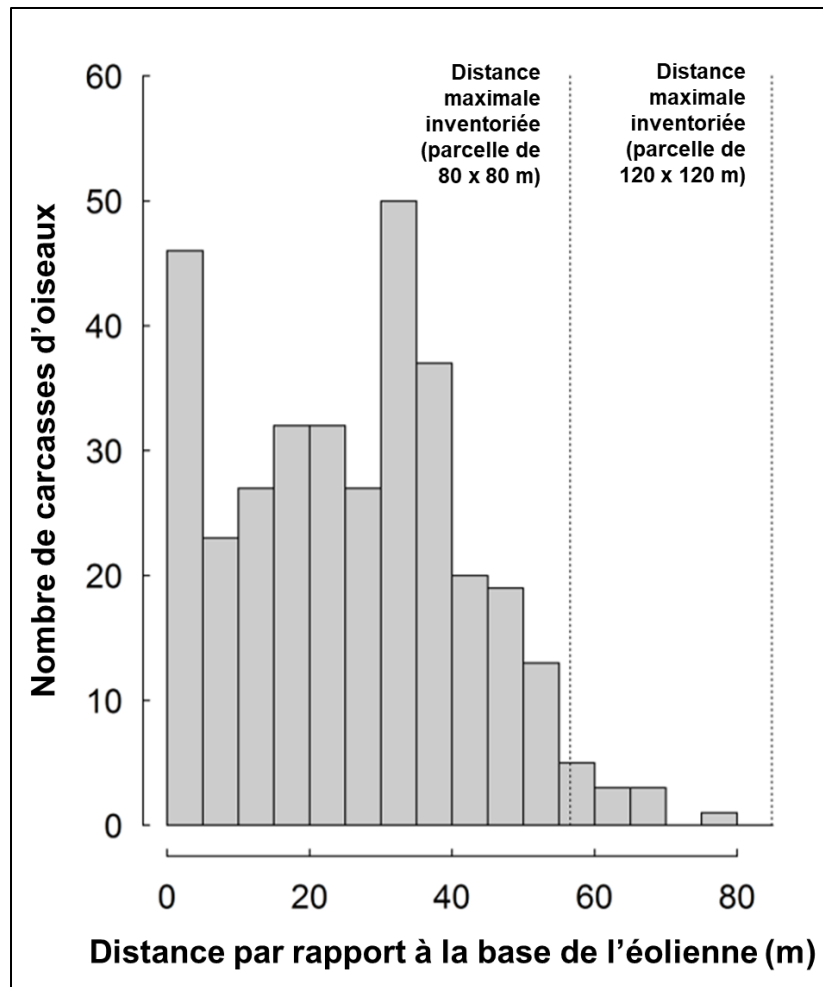


Note : Les boîtes représentent les 25° et 75° percentiles, la bande est la médiane, l'étoile noire est la moyenne, et les moustaches montrent les quartiles +/- 1,5 * l'écart interquartile, ou la valeur extrême si celle-ci est plus éloignée. Les points rouges sont les valeurs prédites par les modèles (régressions linéaires) avec un IC à 95 %. Les différences significatives sont signalées par des lettres différentes.

Figure 6. Proportion et superficie totale des parcelles d'inventaire couvertes en fonction de leur taille pour les 65 suivis effectués de 2004 à 2015 : A) Proportion de la parcelle d'inventaire, B) Superficie totale inventoriée

La majorité des carcasses a été retrouvée dans les 40 premiers mètres autour de la base des éoliennes, selon les 65 suivis de mortalité consultés pour ce bilan (figure 7). Cela concorde partiellement avec la distribution attendue des carcasses décrite dans la littérature, mais cela reflète aussi un nombre limité d'inventaires effectués à des distances supérieures à 40 m (p. ex., parce que certaines parcelles d'inventaire étaient de 80 m x 80 m ou des zones n'ont pas été fouillées dans des zones plus éloignées des éoliennes).

Le facteur de correction spatiale moyen global était de 0,27 [0,26 ; 0,29], ce qui signifie qu'en moyenne, 27 % de la zone où les carcasses pourraient se trouver a été fouillée lors des inventaires. Il n'y a pas de différences significatives dans la couverture spatiale entre les saisons, principalement en raison du manque de données rapportées pour les éoliennes individuelles sur plusieurs saisons.

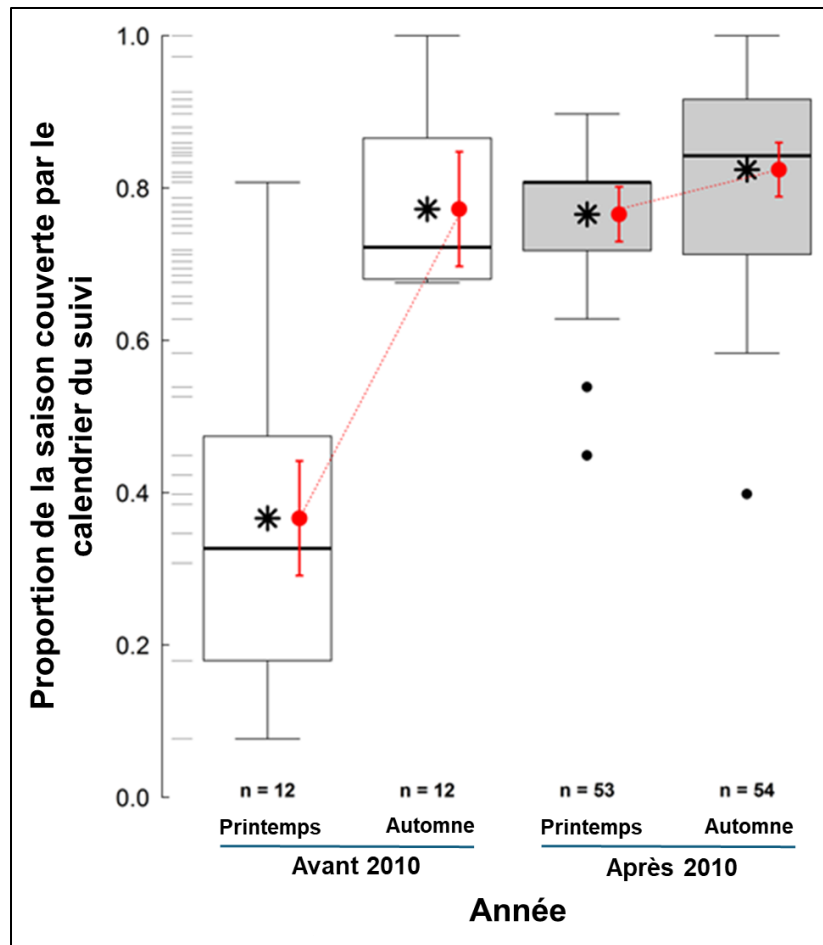


Note : Les données sont des décomptes bruts des carcasses, présentées sous forme de nombre de carcasses trouvées par classe de distance (multiples de 5 m).

Figure 7. Répartition des carcasses d'oiseaux (y compris les carcasses d'oiseaux de proie) trouvées en fonction de la distance par rapport à la base de l'éolienne, dans les 65 suivis de mortalité effectués pendant la période de 2004 à 2015

3.2.5 Facteur de correction temporelle (ν)

Avant 2010, l'effort d'inventaire réalisé au printemps était de 0,35, ce qui signifie que 35 % des journées de printemps comprises entre le début et la fin de la période étaient couvertes. Cet effort était significativement inférieur à celui de l'automne (0,75). Cependant, après 2010, la proportion de la période couverte au printemps (0,75) est légèrement inférieure à celle de l'automne (0,85) (figure 8; $F[1, 127] = 33,4$, $p < 0,001$).

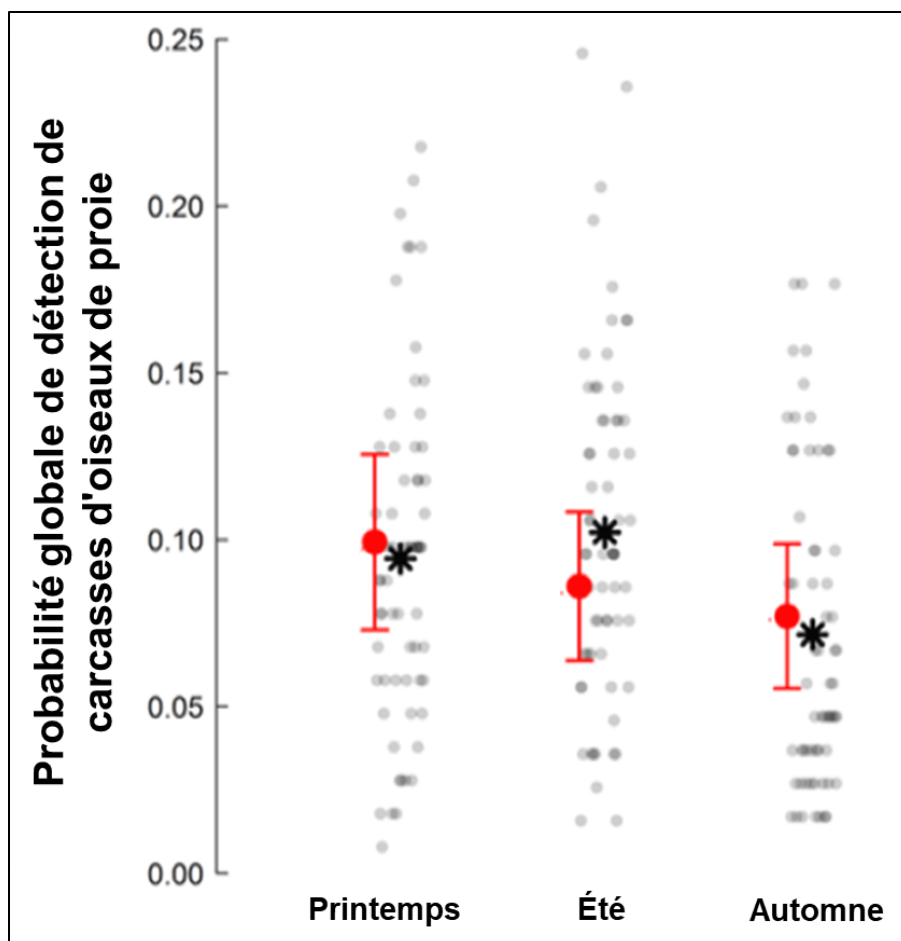


Note : Les bords de la boîte correspondent aux 25^e et 75^e percentiles, la ligne à l'intérieur de la boîte est la médiane, l'étoile noire représente la moyenne et les extrémités des moustaches indiquent les quartiles $\pm 1,5 \times$ l'écart interquartile. Si l'écart interquartile est plus grand que la valeur extrême, les moustaches s'étendent jusqu'à cette valeur extrême. Les points rouges montrent les valeurs prédites par les modèles (régressions linéaires) avec un IC à 95 %. L'interaction significative est marquée par les lignes rouges en pointillés. La distribution marginale des valeurs de couverture temporelle (sur l'axe des y) est représentée par des barres grises.

Figure 8. Couverture temporelle des 65 suivis de carcasses, présentée en fonction de la date de suivi (avant ou après 2010) et de la saison, pour la période de 2004 à 2015

3.2.6 Probabilité globale de détection (*g*)

La probabilité globale de détection des carcasses d'oiseaux de proie au Québec était très faible, avec des valeurs maximales ne dépassant jamais 0,25 et des valeurs moyennes variant entre 0,08 et 0,1 (figure 9). Ces probabilités étaient inférieures au seuil de 0,44 proposé par Huso et coll. (2015b) pour le calcul d'estimations robustes face aux erreurs de spécification des variables. Les probabilités de détection étaient influencées par l'interaction entre la saison et la classe de taille des carcasses ($X^2 [1, N = 388] = 17,8, p < 0,001$). Les petites carcasses étaient systématiquement moins détectées que les grandes. Autrement dit, les observateurs étaient plus efficaces pour détecter les grandes carcasses. De plus, les grandes carcasses persistent plus longtemps sur le sol. Cependant, la différence était un peu plus importante au printemps (0,05) qu'à l'automne (0,01) (figure 9).



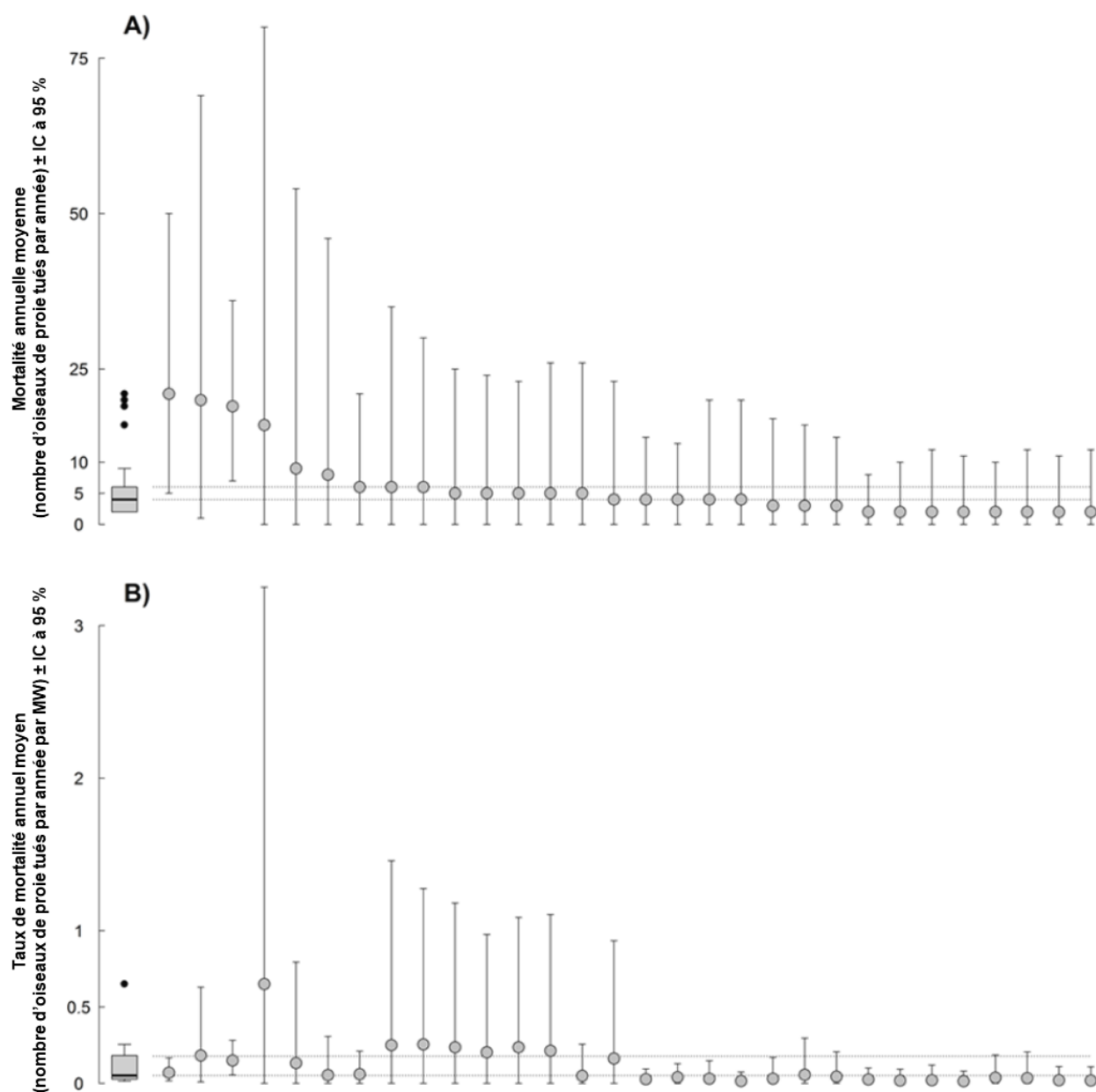
Note : Les points gris représentent les combinaisons individuelles parcs éolien / année / saison / classe de taille. Les étoiles noires indiquent les valeurs moyennes des classes de taille et des saisons. Les points rouges montrent les valeurs prédites avec un IC à 95 % basé sur le modèle GLMM binomial. Notez que l'axe des y ne va que jusqu'à 0,25, bien que la probabilité de détection (g) varie entre 0 et 1. La valeur de 0,44 (Huso et coll., 2015b) est la probabilité minimale requise pour que les estimations de mortalité soient robustes face à une spécification erronée des variables.

Figure 9. Probabilités globales de détection (g_{saison}) pour les 65 suivis de carcasses d'oiseaux de proie effectués entre 2004 et 2015

3.3 Mortalité estimée des oiseaux de proie dans les parcs éoliens du Québec

La mortalité annuelle moyenne estimée variait de 2 à 21 individus tués par parc éolien par année (figure 10A).

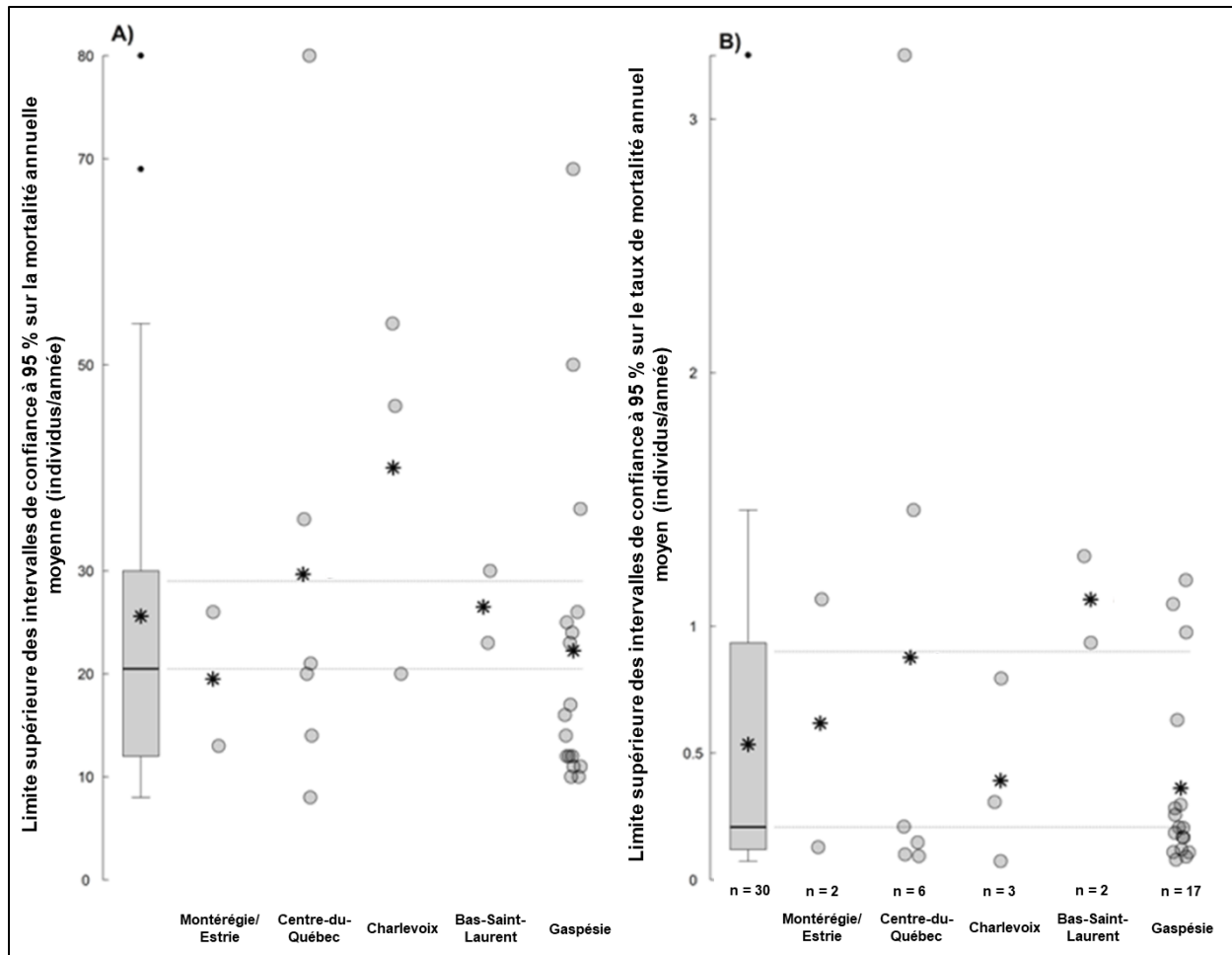
Quatre-vingts pour cent (80 %) des parcs éoliens (24 sur 30) occasionnaient une mortalité annuelle moyenne inférieure à six oiseaux de proie par an. Parmi les 20 % restants (6 sur 30), quatre parcs éoliens occasionnaient une mortalité annuelle supérieure à 15 individus par an (figure 10A). Les parcs éoliens occasionnant la mortalité annuelle moyenne la plus élevée n'étaient pas nécessairement les mêmes que ceux ayant les plus hauts taux de mortalité par éolienne (figures 10A et 10B; l'ordre des parcs éoliens est le même dans tous les graphiques). Ce résultat pointerait vers deux scénarios de mortalité élevée : 1) une éolienne tuait un nombre disproportionné d'individus; 2) bien que le nombre d'individus tués par éolienne était relativement faible, plusieurs éoliennes causaient une mortalité totale élevée.



Note : Les points représentent la mortalité moyenne (nombre d'individus tués) et les barres d'erreur représentent les IC à 95 %. Les parcs éoliens sont classés du taux de mortalité annuel moyen le plus élevé au plus bas. Les boîtes à moustaches sur la gauche de chaque graphique montrent la distribution de toutes les valeurs, et les lignes horizontales grises en pointillés indiquent la médiane et le 75^e quantile pour la comparaison.

Figure 10. Estimation de la mortalité annuelle des oiseaux de proie dans les 30 parcs éoliens pour lesquels des inventaires de carcasses ont été effectués entre 2004 et 2015 : A) Mortalité annuelle totale moyenne (individus tués par an), B) Taux de mortalité annuel moyen (individus tués par an par MW)

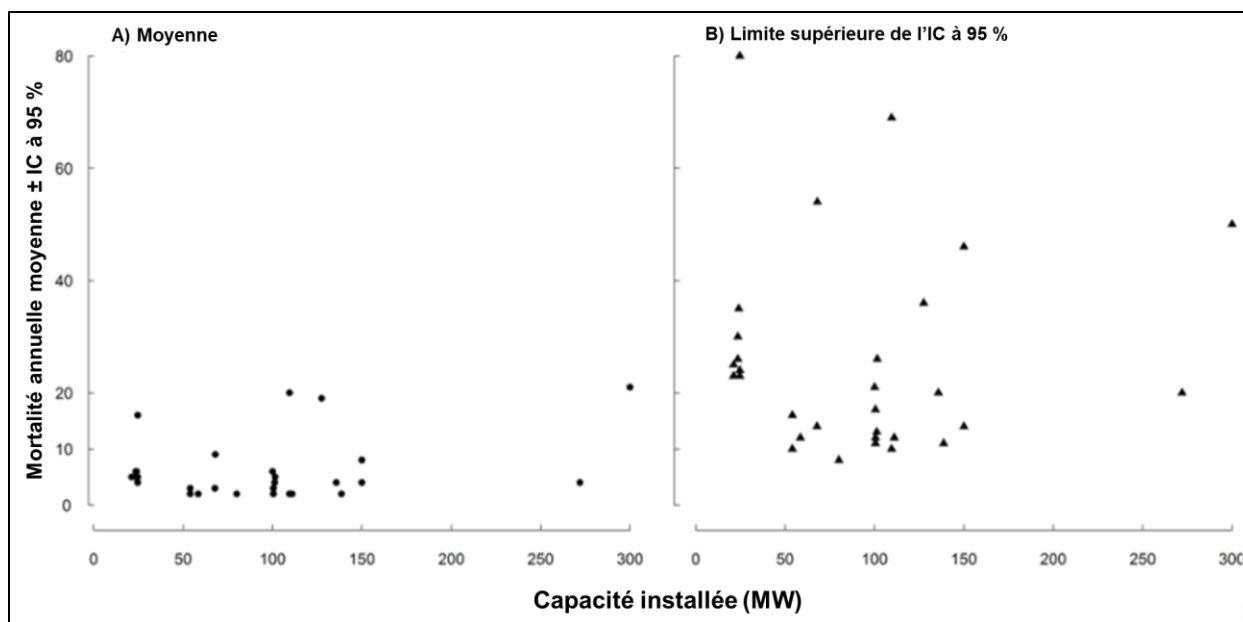
La mortalité maximale, estimée par la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95 %, était inférieure à 30 individus par année par parc éolien dans 22 des 30 parcs (75 %) (figure 11A). Deux parcs éoliens de deux régions différentes avaient des limites supérieures beaucoup plus élevées (près de 80 individus par an; figure 11A). Lorsque rapporté en mortalité maximale par MW, le taux de mortalité dans 77 % des parcs éoliens (23 sur 30) était inférieur à un oiseau de proie par an et par MW (figure 11B).



Note : Les points sont répartis selon les régions géographiques sur l'axe des x, et le nombre de parcs éoliens dans chaque région est indiqué (n). Les boîtes à moustaches sur la gauche de chaque graphique montrent la distribution de toutes les valeurs, et les lignes horizontales grises en pointillés indiquent la médiane et le 75^e quantile pour la comparaison. Les moyennes régionales sont signalées par des étoiles noires.

Figure 11. Limite supérieure des IC à 95 % A) de la mortalité annuelle moyenne des oiseaux de proie (individus tués par an) et B) du taux de mortalité (individus tués par an par MW) pour les parcs éoliens inventoriés entre 2004 et 2015

La capacité installée (MW) n'avait pas d'impact significatif sur la mortalité annuelle moyenne des oiseaux de proie (figure 12A; $F[1, 28] = 2,5$, $p = 0,1$; r^2 ajusté = 0,05) ni sur la limite supérieure de l'IC à 95 % (figure 12B; $F[1, 28] = 0,02$, $p = 0,9$; r^2 ajusté = 0).



Note : Les valeurs prédites à partir des deux régressions linéaires ne sont pas présentées, car aucune relation significative n'a été observée entre la capacité installée et A) la mortalité annuelle moyenne ou B) la limite supérieure de l'IC à 95 % autour de la mortalité annuelle moyenne.

Figure 12. Mortalité annuelle totale des oiseaux de proie en fonction de la capacité installée (MW) de chaque parc éolien

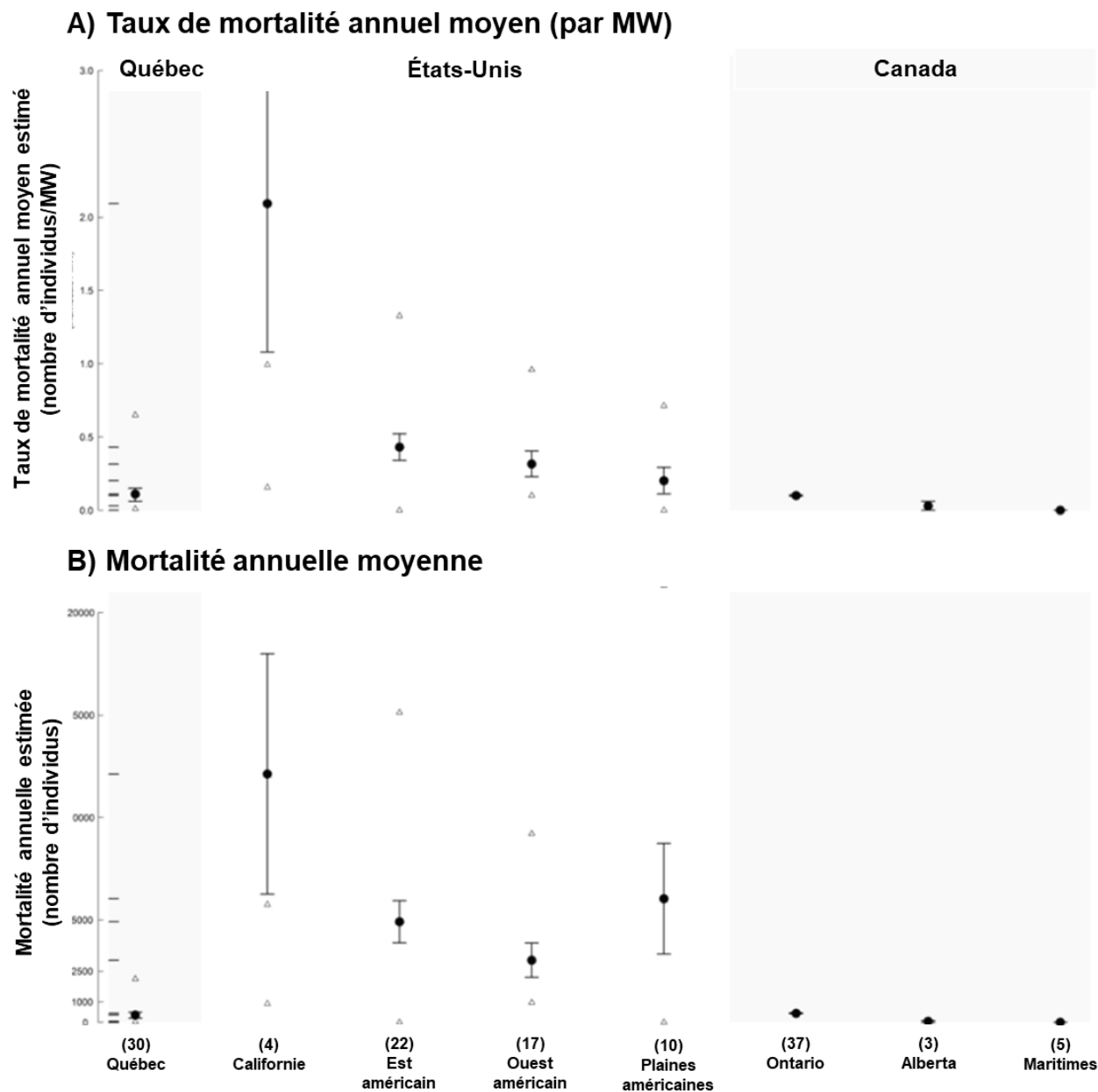
À partir des données couvrant la période 2004-2015, la proportion a été utilisée pour ajuster les taux de mortalité rapportés par MW installé en 2015. Ainsi, la mortalité annuelle moyenne totale des oiseaux de proie au Québec, estimée à l'aide du module *Multiple Class* du logiciel EoA, était comprise dans un intervalle de confiance (IC) à 95 % allant de 88 à 252 individus.

La mortalité cumulative sur 25 ans (c'est-à-dire le nombre total d'oiseaux de proie tués entre 2015 et 2040), en supposant que le taux annuel de mortalité observé en 2015 reste constant (sans création de nouveaux parcs éoliens ni modification des taux dans les parcs existants), se situait dans un IC à 95 % entre 2 200 et 6 300 individus.

3.4 Comparaison de la mortalité des oiseaux de proie estimée au Québec à celle rapportée ailleurs dans le monde

3.4.1 Amérique du Nord

Les résultats de l'estimation des mortalités d'oiseaux de proie du Québec étaient semblables à ceux observés ailleurs au Canada (Ontario, Alberta et Maritimes), et les estimations pour les régions des États-Unis étaient beaucoup plus élevées (figure 13).

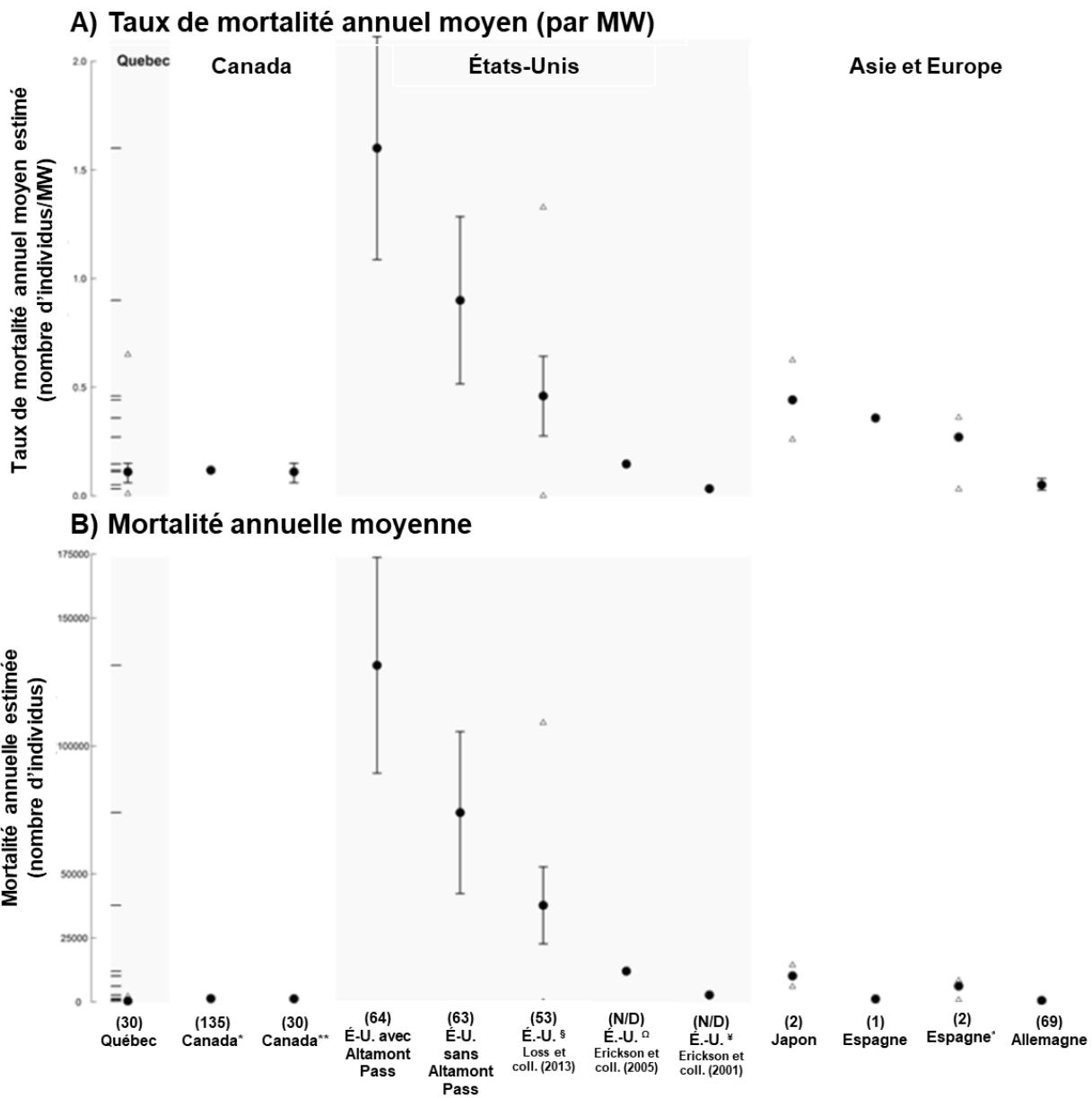


Note : Les points noirs représentent la mortalité moyenne avec des IC à 95 %, tandis que les triangles blancs indiquent les valeurs de mortalité minimales et maximales des parcs éoliens lorsque ces informations étaient disponibles. Le nombre de parcs éoliens utilisés pour générer chaque estimation est indiqué entre parenthèses sous chaque point.

Figure 13. Comparaison de la mortalité des oiseaux de proie au Québec avec d'autres estimations régionales en Amérique du Nord : A) Taux de mortalité exprimé en individus tués par MW et B) Mortalité annuelle moyenne

3.4.2 Monde

La mortalité annuelle moyenne estimée pour le Québec était comparable à celle estimée pour le Canada, l'Espagne et l'Allemagne (figure 14). Seuls les États-Unis se démarquent avec des mortalités estimées très élevées (sauf dans l'étude d'Erickson et coll., 2001).



Note : Les points représentent les moyennes avec des IC à 95 %, et les triangles gris indiquent les valeurs minimales et maximales déclarées par les parcs éoliens lorsqu'elles étaient disponibles. Le nombre de parcs éoliens utilisés pour produire chaque estimation est indiqué entre parenthèses sous chaque point.

Figure 14. Comparaison de la mortalité des oiseaux de proie au Québec avec des estimations mondiales (les estimations de mortalité concernent toutes les espèces d'oiseaux de proie) : A) Taux de mortalité exprimé en individus tués par MW et B) Mortalité annuelle moyenne

4. Discussion

4.1 Facteurs de correction

L'estimation de la mortalité de la faune dans les parcs éoliens est fortement dépendante de l'évaluation des facteurs de correction. Cette section présente nos observations sur les différents facteurs de correction.

4.1.1 Efficacité de l'observateur

L'efficacité des observateurs au Québec semblait élevée, avec 90 % des carcasses de grands oiseaux retrouvées lors des essais. Ces valeurs étaient supérieures à celles rapportées dans une évaluation exhaustive de la méthodologie d'inventaire de carcasses (Warren-Hicks et coll., 2013), où seulement 30 % des petits oiseaux et 70 % des grands oiseaux ont été retrouvés. Bien que cette étude ait été réalisée en Californie, dans un environnement différent de celui des parcs éoliens du Québec, on a veillé à ce que les essais soient réellement effectués à l'aveugle. Dans le cadre de cette étude américaine, les carcasses étant placées par du personnel qui n'effectuait pas la recherche, à des jours irrégulièrement espacés, et on utilisait de vraies carcasses d'oiseaux sauvages, telles que les espèces retrouvées lors des inventaires de carcasses. Cela rend probablement les résultats de ces tests plus représentatifs que ceux du Québec, qui ont été réalisés par de petites équipes (2 à 3 personnes) en une seule journée, en utilisant principalement des leurres au lieu de vraies carcasses (p. ex., hiboux en plastique, dindons en peluche) – qui étaient potentiellement plus facilement détectables. En conséquence, les résultats du Québec pourraient surestimer l'efficacité des observateurs. La conséquence de cette surestimation dans l'estimation finale est une sous-estimation potentielle de la mortalité.

L'efficacité accrue des observateurs au printemps est vraisemblablement attribuable à la faible hauteur de la végétation herbacée, qui n'entravait pas encore leur champ visuel.

4.1.2 Persistance des carcasses

Des études ont montré que la distribution exponentielle n'est souvent pas la mieux adaptée aux données de persistance des carcasses (Warren-Hicks et coll., 2013; Huso et coll., 2015b; Korner-Nievergelt et coll., 2015), car elle tend à surestimer la persistance des carcasses, ce qui conduit à une sous-estimation de la mortalité. Toutefois, lorsque les données brutes ne sont pas disponibles et que la distribution sous-jacente ne peut pas être estimée directement, l'hypothèse d'une distribution autre qu'exponentielle (p. ex., distribution de Weibull ou log-logistique) nécessite de spécifier deux variables (forme et taille) au lieu d'une seule (taille). Cela risque d'entraîner une erreur plus importante, imprévisible et variable, soit une sous-estimation ou une surestimation de la persistance des carcasses.

Les données de persistance des carcasses lors des essais ont mal été documentées dans les rapports de suivis. Plusieurs parcs éoliens présentaient des observations censurées³ dans leurs résultats, ce qui a biaisé les valeurs moyennes de persistance. En effet, les quelques parcs éoliens ayant signalé des données censurées ont généralement observé une ou plusieurs carcasses non retrouvées à la fin des essais (p. ex., dans les essais avec 10 carcasses). Plusieurs parcs éoliens ont pris cela en compte et ont utilisé des estimations médianes basées sur des courbes de Kaplan-Meier. Cependant, la majorité des parcs éoliens ont utilisé une moyenne arithmétique (attribuant la valeur du dernier inventaire aux carcasses toujours présentes à la fin de l'essai) et une variance. Comme les données brutes n'étaient pas disponibles pour la grande majorité des rapports de suivis consultés, l'estimation de la mortalité a été faite à partir de la moyenne arithmétique de la persistance des carcasses, ce qui a comme conséquence que la persistance des carcasses est probablement surévaluée, et donc que la mortalité pourrait être sous-évaluée.

³ Une observation censurée est une carcasse pour laquelle aucun temps de persistance n'a été observé. Dans les essais de persistance de carcasse, il s'agit le plus souvent d'une carcasse encore présente le jour de la dernière visite.

4.1.3 Facteur de correction spatiale et temporelle

Le moyen le plus simple d'augmenter la probabilité globale de détection était d'augmenter l'échantillonnage spatial et temporel. Contrairement à l'efficacité des observateurs et à la persistance des carcasses, les échantillonnages spatial et temporel étaient presque entièrement déterminés par la conception du protocole d'échantillonnage et non par les caractéristiques du site.

4.1.3.1. Correction spatiale

Bien que les protocoles du Ministère (MRNF, 2008; MDDEFP, 2013) précisaient une proportion minimale d'éoliennes à inclure dans les inventaires (50 % et 40 %, respectivement), ce n'était pas toujours respecté, car les plans d'inventaire des parcs éoliens pouvaient être modifiés. Après 2010 (lorsque les protocoles de 2008 et de 2013 étaient appliqués sans modification), une diminution significative du nombre d'éoliennes incluses dans le suivi a été observée : dès la première année, presque tous les parcs éoliens incluaient 50 % des éoliennes, mais dès la deuxième année, la proportion moyenne tombait à environ 40 %, alors qu'à la troisième année, la proportion chutait à 35 %.

En 2013, le Ministère a modifié son protocole d'inventaire, réduisant la taille des parcelles, qui était à l'origine de 120 m × 120 m (avec des transects espacés de 10 m), à 80 m × 80 m (avec des transects espacés de 5 m). Cette modification a permis une couverture plus complète de chaque parcelle, augmentant la proportion de la zone accessible à la détection de carcasses (de $0,51 \pm 0,03$ à $0,62 \pm 0,04$; moyenne $\pm$ erreur standard). La diminution de la superficie totale a également réduit la présence de zones non accessibles (p. ex., boisés ou arbustives denses), généralement situées en périphérie des parcelles. Cette adaptation du protocole a entraîné une amélioration de 11 % de l'efficacité de détection des petites carcasses.

4.1.3.2. Correction temporelle

Au Québec, la couverture temporelle des inventaires après 2010, après la mise en œuvre complète du protocole du MRNF (2008), était généralement adéquate. Toutefois, des différences existaient entre les périodes d'inventaire prévues par les deux protocoles ministériels, notamment un début plus tardif au printemps et une fin plus hâtive à l'automne selon le protocole de 2008, soit durant des périodes où l'activité des espèces ciblées est habituellement plus faible. Le protocole révisé du MDDEFP (2013) introduisait quant à lui plus de flexibilité dans les dates de début et de fin des inventaires, en fonction de la zone climatique du parc éolien. Ainsi, les inventaires dans les zones plus nordiques commençaient plus tard et se terminaient plus tôt, pour tenir compte de la saison d'activité estivale plus courte des oiseaux.

Cependant, la présence d'un trou de deux semaines au début du mois d'août dans le calendrier du protocole de 2008 – comblé dans celui de 2013 – a pu entraîner une sous-estimation des taux de mortalité dans les inventaires.

4.1.4 Probabilité de détection

La probabilité de détection au Québec était influencée par l'interaction entre la taille des carcasses (les petites comparativement aux grandes) et la saison. Pour les oiseaux de proie, la probabilité de détection était plus élevée au printemps, puis elle diminuait en été et encore en automne. Cela signifie qu'au printemps, la différence entre le nombre de grandes carcasses et le nombre de petites carcasses était importante, qu'elle l'était moins en été, et qu'elle était pratiquement inexistante en automne.

La probabilité de détection d'une carcasse d'oiseaux de proie restait faible au Québec. En général, cette faible probabilité de détection était due à plusieurs facteurs, tels que la faible étendue spatiale de l'inventaire (nombre limité d'éoliennes, petites parcelles et proportions élevées de zones non explorées dans ces parcelles). D'autres facteurs, comme la faible persistance des carcasses (en raison de la présence de charognards) et l'efficacité des observateurs, contribuaient également à ce faible taux de détection. Cela met en lumière l'importance cruciale des facteurs de correction, car une mauvaise

spécification de ceux-ci pouvait modifier considérablement l'estimation de la mortalité. Idéalement, la probabilité de détection devrait être augmentée de sorte à dépasser un seuil minimal de 0,44.

4.1.5 Variabilité de la mortalité des oiseaux de proie au Québec

La mortalité des oiseaux de proie au Québec était principalement influencée par les variabilités interannuelle et spatiale. Des différences marquées dans les taux de mortalité ont été observées entre les années, mais elles étaient généralement liées à quelques parcs éoliens présentant des taux de mortalité élevés. Par exemple, la troisième année de suivi a montré une mortalité beaucoup plus élevée, principalement en raison de l'observation de taux de mortalité plus élevés dans trois parcs éoliens, plutôt qu'une tendance généralisée dans tous les parcs éoliens de la province. Cette variabilité interannuelle était comparable à celle observée par Smallwood (2013) dans le secteur d'Altamont Pass en Californie, où un nombre important d'oiseaux de proie ont été tués, un phénomène lié à des variations des caractéristiques des populations locales (p. ex., abondance et comportement des oiseaux de proie) et des facteurs environnementaux (p. ex., conditions météorologiques, vents, proies disponibles).

4.1.6 Variabilité spatiale et types d'éolienne

La mortalité des oiseaux de proie au Québec n'était pas directement liée à la puissance installée des parcs éoliens, ce qui indiquerait que d'autres facteurs, notamment la variabilité spatiale liée à l'emplacement des parcs éoliens, jouaient un rôle important. Des études antérieures ont montré que certains sites, comme le secteur d'Altamont Pass en Californie et le parc éolien de Tarifa en Espagne, présentaient des taux de mortalité exceptionnellement élevés (Orloff et Flannery, 1992; Loss et coll., 2013; Smallwood 2013). Ces différences étaient attribuées à la combinaison de la structure des éoliennes (notamment les éoliennes en treillis qui offraient des perchoirs aux oiseaux de proie) avec leur emplacement dans des zones riches en nourriture. Les oiseaux de proie étaient ainsi attirés dans des zones à forte densité d'éoliennes (Smallwood et Thelander, 2008; Powlesland, 2009; Strickland et coll., 2011; Schuster et coll., 2015). Cependant, avec l'abandon progressif des éoliennes en treillis au profit d'éoliennes monotubulaires, qui n'offraient plus autant de perchoirs aux oiseaux, les taux de mortalité semblaient avoir diminué. Les études de Smallwood (2013; corrélation négative) et de Loss et coll. (2013; corrélation positive) se contredisent toutefois à ce sujet.

Des recherches menées au début des années 2000 et 2010 ont également montré que la configuration spatiale des éoliennes pouvait influencer considérablement le risque de collision des oiseaux de proie (Schaub, 2012), et ont confirmé l'importance des caractéristiques du site et de la saison (Barrios et Rodríguez, 2004; Katzner et coll., 2012; Bellebaum et coll., 2013; Kitano et Shiraki, 2013). Par exemple, certaines études ont lié des zones à haut risque à des pentes raides, à des falaises et à des zones de courants aériens ascendants, où les oiseaux de proie étaient plus susceptibles de voler à proximité des éoliennes (Katzner et coll., 2012; Kitano et Shiraki, 2013). En outre, une activité accrue des oiseaux de proie, associée à la recherche de nourriture, augmenterait également le risque de collision (Barrios et Rodríguez, 2004; Smallwood et Thelander, 2008; Katzner et coll., 2012; Kitano et Shiraki, 2013; Schuster et coll., 2015), bien que cela ne soit pas toujours le cas (De Lucas et coll., 2008; Carrete et coll., 2012). Le comportement des oiseaux de proie peut aussi changer après la construction de parcs éoliens, certains oiseaux évitant les zones où se trouvent des éoliennes (May et coll., 2013; Cabrera-Cruz et Villegas-Patraca, 2016).

Au Québec, des travaux récents (Maynard et coll., 2025) ont démontré que l'exposition des aigles royaux (*Aquila chrysaetos*) aux parcs éoliens augmente à mesure que la distance entre le nid et les infrastructures diminue. Les individus nichant à moins de 20 km d'un parc éolien présentent une vulnérabilité accrue, particulièrement durant les phases critiques d'élevage et d'envol des jeunes. Les données de télémétrie indiquent que ces aigles évitent activement les zones comportant des parcs éoliens, les utilisant moins fréquemment que d'autres zones aux caractéristiques écologiques comparables. Ce comportement d'évitement entraîne la création de secteurs inutilisés au sein de leur domaine vital, ce qui réduit ainsi la disponibilité effective de l'habitat.

La variabilité de la mortalité des oiseaux de proie dans les parcs éoliens du Québec semblait se concentrer à une échelle spatiale relativement restreinte, sans présenter de différences uniformes à l'échelle régionale. En effet, les taux de mortalité ne montraient pas de tendance uniforme, ni dans les limites supérieures des IC à 95 % ni dans les taux de mortalité annuels moyens, la majorité de la variabilité étant attribuée aux différences observées entre les parcs éoliens. À l'inverse, selon les informations des nombreuses études menées en Californie, la mortalité des oiseaux de proie, particulièrement dans le secteur d'Altamont Pass, était systématiquement plus élevée que dans les autres régions des États-Unis. En dehors de cette zone, les taux de mortalité variaient peu entre les autres régions des États-Unis (Loss et coll., 2013). Une synthèse sur la mortalité causée par l'énergie éolienne au Canada n'a pas révélé de variations importantes dans la mortalité des oiseaux à l'échelle des grandes régions géographiques du pays (Zimmerling et coll., 2013).

À une échelle spatiale plus large, la variabilité des taux de mortalité des oiseaux de proie au Québec ne montrait pas de tendances uniformes dans les différentes régions. Les taux de mortalité annuels moyens dans les parcs éoliens du Québec étaient estimés à moins de 25 individus pour la période étudiée (2004-2015), la majorité des parcs éoliens rapportant des taux de mortalité inférieurs à 50 individus par an. Les taux de mortalité par MW étaient également faibles, c'est-à-dire inférieurs à 1 individu par MW, et en majorité inférieurs à 0,25 individu par MW.

4.1.7 Interprétation des estimations de mortalité

La probabilité de détection d'une carcasse d'oiseau de proie à la base d'une éolienne était inférieure à 0,44 au Québec, soit le seuil proposé par Huso et coll. (2015b) pour le calcul d'estimations robustes face aux erreurs de spécification des variables. En général, cette faible probabilité de détection était due à la faible étendue spatiale de l'inventaire, à la faible persistance des carcasses et à la faible efficacité des observateurs. Les estimations de mortalité des oiseaux de proie, comme les estimations de mortalité des chauves-souris (MacGregor et Lemaître, 2020), nécessitent une approche prudente, en particulier lorsqu'elles sont basées sur des échantillons de petite taille ou une faible détection des carcasses.

4.2 Effets cumulatifs

Bien que les taux de mortalité estimés pour le Québec soient faibles pour la période analysée (de 2004 à 2015), il est important de prendre en compte les effets cumulatifs à long terme (2 100 à 6 500 oiseaux de proie sur une période de 25 ans). En effet, même si une année de mortalité élevée pourrait ne pas constituer une menace immédiate pour une population, la mortalité cumulée sur plusieurs années pourrait représenter une menace considérable (Dahl et coll., 2012; Katzner et coll., 2012; Bellebaum et coll., 2013), en particulier pour les populations déjà perturbées par d'autres menaces, comme la perte d'habitat, la bioaccumulation ou l'empoisonnement par des substances nocives comme les pesticides (Kochert et coll., 2002; Carrete et coll., 2009; Dahl et coll., 2012; Newton et coll., 2016) et les mortalités accidentelles liées au piégeage (Cooper, 1976; Durham, 1981; Fitzgerald et coll., 2015).

Pour les espèces migratrices, il est crucial de prendre en considération non seulement les menaces dans leurs habitats estivaux et d'hivernage, mais aussi tout au long des voies migratoires. L'évaluation des impacts du développement de l'énergie éolienne sur ces populations nécessitera une intégration des données concernant l'abondance des populations et les menaces à l'échelle de l'Amérique du Nord. Certaines espèces d'oiseaux de proie ont déjà montré des déclinés associés aux parcs éoliens (Carrete et coll., 2009; Dahl et coll., 2012; Schaub, 2012; Bellebaum et coll., 2013). Zimmerling et coll. (2013) ont estimé que la mortalité annuelle des buses à queue rousse causée par les parcs éoliens représentait 0,12 % de la population, une proportion relativement faible comparativement à d'autres sources de mortalité aviaire d'origine anthropique, comme les collisions avec les autres bâtiments (Calvert et coll., 2013).

Les oiseaux de proie sont particulièrement vulnérables en raison de leur faible taux de reproduction et de la petite taille de leurs populations (Schuster et coll., 2015). Une méta-analyse réalisée par Stewart et coll. (2007) a montré un impact négatif important des parcs éoliens sur l'abondance des oiseaux, ce qui

indiquerait qu'il existe un véritable potentiel d'effets importants à l'échelle de la population, et ce, malgré la grande variabilité entre les sites et les espèces et le manque de données permettant une évaluation approfondie des tendances spécifiques à chaque espèce. L'intensité de l'impact négatif augmentait avec l'ancienneté du parc éolien, ce qui indique que les oiseaux ne semblent pas s'habituer à la présence des éoliennes au fil du temps. Cela démontre également que le suivi des mortalités à court terme est insuffisant pour détecter les effets à long terme des parcs éoliens sur les populations (Stewart et coll., 2007).

4.3 Comparaison des mortalités d'oiseaux de proie au Québec et dans d'autres régions

4.3.1 Comparaison de la mortalité des oiseaux de proie au Québec et en Amérique du Nord

La mortalité des oiseaux de proie observée au Québec était comparable à celle observée dans d'autres régions canadiennes (Bird Studies Canada et coll., 2016), notamment en raison des taux de mortalité par MW comparables et d'une capacité installée relativement faible au Canada à l'époque. La mortalité des oiseaux de proie était plus faible dans toutes les régions canadiennes qu'aux États-Unis (Loss et coll., 2013). Par le fait même, la mortalité des oiseaux de proie au Québec était plus faible que dans la plupart des régions des États-Unis. Les taux de mortalité étaient particulièrement élevés en Californie, puisque la mortalité était environ quatre fois plus élevée dans le secteur d'Altamont Pass (Smallwood, 2013) que dans d'autres régions.

La différence de mortalité entre le Québec et les États-Unis (Est, Ouest et Plaines) était de 0,4 ou moins en termes de taux de mortalité par MW, mais en raison de la capacité installée beaucoup plus grande aux États-Unis, la mortalité totale estimée dans ces régions se situait entre 1 000 et 4 000 individus. Toutefois, ces différences semblaient être dues à des valeurs élevées observées pour certains parcs éoliens (valeurs maximales), tandis que les valeurs minimales restaient faibles dans toutes les régions.

Ces résultats montraient que la forte variabilité spatiale et temporelle observée dans les parcs éoliens du Québec se retrouvait probablement aussi dans d'autres régions du monde. Ces variations indiquaient que les mesures d'atténuation seraient plus efficaces si elles ciblèrent les sites où les taux de mortalité étaient les plus élevés. La corrélation entre les inventaires avant la construction et les taux de mortalité observés après la construction n'était toutefois pas claire, ce qui indiquait qu'une meilleure compréhension des facteurs de risque était nécessaire (Ferrer et coll., 2012).

4.3.2 Sélection des données et biais dans les estimations

Les différences importantes dans les estimations de mortalité des oiseaux de proie, en particulier entre le Québec et les États-Unis, peuvent être dues à des biais dans la sélection des parcs éoliens utilisés dans les suivis de mortalité (voir l'annexe D pour connaître l'influence des biais). Aux États-Unis, seuls les parcs éoliens avec des taux de mortalité élevés étaient souvent étudiés, ce qui pouvait fausser les résultats. De plus, certains parcs éoliens avec des taux de mortalité plus élevés pouvaient ne pas rendre publics les résultats des inventaires post-construction.

Cette problématique de biais dans la sélection des données ne s'applique pas au Québec, puisqu'un suivi standardisé est réalisé pour tous les parcs éoliens, ce qui permet une estimation plus fiable et plus uniforme de la mortalité. Pour la période étudiée, la plage des taux de mortalité observés au Québec, allant du minimum au maximum, incluait la majorité des valeurs moyennes observées ailleurs dans le monde, à l'exception de quelques estimations extrêmes. Cela laissait croire que la mortalité des oiseaux de proie au Québec était comparable à celle observée dans de nombreux autres parcs éoliens dans le monde, avec des taux de mortalité faibles dans plusieurs sites et aucun parc éolien n'ayant une mortalité aussi extrême que celles observées dans le secteur d'Altamont Pass aux États-Unis (Smallwood, 2013) ou à Tarifa en Espagne (Orloff et Flannery, 1992).

4.3.3 Capacité installée et mortalité des oiseaux de proie

La mortalité des oiseaux de proie au Québec restait bien inférieure à celle des États-Unis, en raison de la capacité installée relativement faible au Québec à l'époque. En 2016, la capacité installée au Québec était plus de 20 fois inférieure à celle des États-Unis, ce qui explique les différences de mortalité totale entre les deux régions.

5. Conclusion

L'application d'un suivi standardisé de la mortalité de la faune aviaire dans le contexte de l'évaluation environnementale a permis d'estimer globalement la mortalité des oiseaux de proie dans les parcs éoliens. Les résultats de ce bilan indiquent que la mortalité des oiseaux de proie au Québec est comparable à ce qui est rapporté dans plusieurs régions, mais demeure faible comparativement à ce qui a été rapporté aux États-Unis. Compte tenu de la faible probabilité de détection des carcasses, ces résultats sont probablement sous-estimés et doivent donc être interprétés avec prudence. Les effets cumulatifs à long terme de la mortalité, même relativement faible, peuvent entraîner des conséquences importantes pour les populations à faible fécondité et à faible taux de croissance. C'est le cas des oiseaux de proie, qui sont affectés par plusieurs autres menaces. Il demeure important, dans ce contexte, de poursuivre l'application de mesures de protection contre les impacts du développement éolien sur les oiseaux de proie et en particulier sur les espèces en situation précaire. De plus, les suivis de population des oiseaux de proie sur une plus longue période sont nécessaires, notamment le long des routes migratoires, afin d'évaluer adéquatement les effets cumulatifs, dont ceux associés au développement éolien.

6. Références

- ALTMAN, D. G. et J. M. BLAND (1995). Statistics Notes: Absence of evidence is not evidence of absence, *BMJ*, 311: 485.
- ARNETT, E. B., C. D. HEIN, M. R. SCHIRMACHER, M. M. P. HUSO et J. M. SZEWCZAK (2013) Evaluating the Effectiveness of an Ultrasonic Acoustic Deterrent for Reducing Bat Fatalities at Wind Turbines. *PLoS One* 8:1–12
- AWEA (2016). *U.S. Wind industry Fourth Quarter 2016 Market update*, American Wind Energy Association.
- AWWI (2014). *Wind turbine interactions with wildlife and their habitats: A summary of research results and priority questions*, American Wind Wildlife Institute, Washington, D.C., 12 p.
- BAERWALD, E. F., J. EDWORTHY, M. HOLDER et R. M. R BARCLAY (2009) A large-scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities, *Journal of Wildlife Management*, 73: 1077-1081.
- BARRIOS, L. et A. RODRÍGUEZ (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality an an-shore wind turbines, *Journal of Applied Ecology*, 41: 72-81.
- BATES, D., M. MÄCHLER, B. BOLKER et S. WALKER (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4, *Journal of Statistical Software*, 67(1): 43 p + annexe.
- BELLEBAUM, J., F. KORNER-NIEVERGELT, T. DÜRR et U. MAMMEN (2013). Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population, *Journal for Nature Conservation*, 21: 394-400.
- BIRD STUDIES CANADA, CANADIAN WIND ENERGY ASSOCIATION, ENVIRONMENT CANADA et ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES (2016a). *Wind energy bird and bat monitoring database. Summary of the findings from post-construction monitoring reports*. 39 p. + annexes.
- BISPO, R., J. BERNARDINO, T. A. MARQUES et D. PESTANA (2013). Modeling carcass removal time for avian mortality assessment in wind farms using survival analysis, *Environmental and Ecological Statistics*, 20(1): 147-165.
- CABRERA-CRUZ, S. A. et R. VILLEGAS-PATRACA (2016). Response of migrating raptors to an increasing number of wind farms, *Journal of Applied Ecology*, 53: 1667-1675.
- CALVERT, A. M., C. A. BISHOP, R. D. ELLIOT, E. A. KREBS, T. M. KYDD, C. S. MACHTANS et G. J. ROBERTSON (2013). A synthesis of human-related avian mortality in Canada, *Avian Conservation and Ecology*, 8(2): 11.
- CARRETE, M., J. A. SÁNCHEZ-ZAPATA, J. R. BENÍTEZ, M. LOBÓN et J. A. DONÁZAR (2009). Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor, *Biological Conservation*, 142: 2954-2961.
- CARRETE, M., J. A. SÁNCHEZ-ZAPATA, J. R. BENÍTEZ, M. LOBÓN, F. MONTOYA et J. A. DONÁZAR (2012) Mortality at wind-farms is positively related to large-scale distribution and aggregation in griffon vultures, *Biological Conservation*, 145: 102-108.
- COOPER, J. L. (1976). *A report on trapped raptors in relation to furbearer trapping in North Central North Dakota during the 1975 and 1976 trapping seasons*, U.S. Fish & Wildlife Service, Minot, North Dakota, 12 p.

- CREA (2023). *NEWS RELEASE: New 2023 data shows 11.2% growth for wind, solar & energy storage*, [En ligne] [<https://renewablesassociation.ca/news-release-new-2023-data-shows-11-2-growth-for-wind-solar-energy-storage/>] (Consulté le 13 janvier 2026).
- CWEA (2015). *Powering Canada's Future*. Canadian Wind Energy Association.
- DAHL, E. L., K. BEVANGER, T. NYGÅRD, E. RØSKAFT et B. G. STOKKE (2012). Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement, *Biological Conservation*, 145: 79-85.
- DALTHORP, D., M. HUSO et D. DAVID (2017a). *Evidence of absence (v2.0) software user guide*, U.S. Geological Survey Data Series 1055, 109 p. [En ligne] [<https://pubs.usgs.gov/publication/ds1055/>] (Consulté le 13 janvier 2026).
- DALTHORP, D., M. HUSO et F. KORNER-NIEVERGELT (2017b). Statistical principles of post-construction fatality monitoring (p. 84-102). Dans: Perrow M. R. (éditeur). *Wildlife and wind Farms - Conflicts and solutions, Volume 2, Onshore: Monitoring and mitigation*. Pelagic Publishing, Exeter, United Kingdom.
- De LUCAS, M., G. F. E. JANSS, D. P. WHITFIELD et M. FERRER (2008). Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance, *Journal of Applied Ecology*, 45: 1695-1703.
- DUMAS, P-A., P. CÔTÉ et J. LEMAÎTRE (2022). *Analyse des tendances des populations d'oiseaux de proie diurnes du Québec*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'expertise sur la faune terrestre, l'herpétofaune et l'avifaune, Service de la conservation de la biodiversité et des milieux humides, gouvernement du Québec, Québec, 82 p. + annexes.
- DURHAM, K. (1981). Injuries to birds of prey caught in leghold traps, *International Journal for the Study of Animal Problems*, 2(6): 317-328.
- ERICKSON, W. P., G. D. JOHNSON et D. P. YOUNG JR (2005). A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions (p. 1029-1042). Dans: Ralph, C. J. et T. D. Rich (éditeurs), *Bird conservation implementation and integration in the Americas*, Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference, March 20-24, 2002, Asilomar, California.
- ERICKSON, W. P., G. D. JOHNSON, M. D. STRICKLAND et K. KRONNER (2000). *Avian and bat mortality associated with the Vansycle Wind Project, Umatilla County, Oregon 1999 Study Year*, Technical Report, WEST, Inc., for Umatilla County Department of Resource Services and Development, Pendleton, Oregon. 21p.
- ERICKSON, W. P., G. D. JOHNSON, M. D. STRICKLAND, D. P. YOUNG, K. J. SERNKA ET R. E. GOOD (2001). *Avian collisions with wind turbines: A summary of existing studies and comparisons to other sources of avian collision mortality in the United States*. Western EcoSystems Technology, Inc. (WEST) pour le National Wind Coordinating Committee (NWCC), Washington, D.C., 34 p. + tableaux et annexes.
- ETHIER, D. M., A. COUGHLAN et J. LEMAÎTRE (2025). Fifteen years of volunteer-led owl monitoring in Southern Québec reveals fine-scale patterns in population abundance trends, *Journal of Raptor Research*, 59 (2): 1-15.
- EWEA (2016). *Wind in power - 2015 European statistics*, European Wind Energy Association, 13 p.

- FERRER, M., M. De LUCAS, G. F. E. JANSS, E. CASADO, A. R. MUÑOZ, M. J. BECHARD et C. P. CALABUIG (2012). Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms, *Journal of Applied Ecology*, 49: 38-46.
- FITZGERALD, G., J. A. TREMBLAY, J. LEMAÎTRE et A. ST-LOUIS (2015). Captures accidentelles d'aigles royaux et de pygargues à tête blanche par les trappeurs d'animaux à fourrure au Québec, *Le Naturaliste canadien*, 139: 82-89.
- HULL, C. L. et S. MUIR (2010). Search areas for monitoring bird and bat carcasses at wind farms using a Monte-Carlo model, *Australian Journal of Environmental Management*, 17: 77-87.
- HUSO, M. M. P. (2011). An estimator of wildlife fatality from observed carcasses, *Environmetrics*, 22: 318-329.
- HUSO, M. M. P. et D. DALTHORP (2014). Accounting for unsearched areas in estimating wind turbine-caused fatality, *Journal of Wildlife Management*, 78: 347-358.
- HUSO, M. M. P., D. DALTHORP, D. DAIL et L. MADSEN (2015a). Estimating wind-turbine-caused bird and bat fatality when zero carcasses are observed. *Ecological Applications*, 25: 1213-1225.
- HUSO, M., D. DALTHORP, T. J. MILLER et D. BRUNS (2016). Wind energy development: Methods to assess bird and bat fatality rates post-construction, *Human–Wildlife Interactions*, 10: 62-70.
- HUSO, M., N. SOM et L. LADD (2015b, mis à jour en décembre 2018, maintenant version 1.2). *Fatality estimator user's guide*, U.S. Geological Survey Data Series 729 [En ligne] [<https://pubs.usgs.gov/publication/ds729>]. (Consulté le 13 janvier 2026).
- IEA (2023). *Energy Statistics Data Browser - Electricity generation by source, Canada, 1990-2023 [archive]*, Internationale Energy Association [En ligne] [<https://www.iea.org/data-and-statistics/data-tools/energy-statistics-data-browser?country=CANADA&fuel=Energy%20supply&indicator=ElecGenByFuel>] (Consulté le 13 janvier 2026).
- JOHNSON, G. D. et W. P. ERICKSON (2008). *Avian and bat cumulative impacts associated with wind energy development in the Columbia Plateau Ecoregion of Eastern Washington and Oregon*, final report prepared for Klickitat County Planning Department, Goldendale Washington, prepared by Western EcoSystems Technology (WEST), Inc., Cheyenne, Wyoming, USA.
- JOHNSON, G. D., W. P. ERICKSON, J. WHITE et R. MCKINNEY (2003). *Avian and Bat Mortality During the First Year of Operation at the Klondike Phase I Wind Project, Sherman County, Oregon*. Technical report prepared for Northwestern Wind Power by WEST, Inc. 17 p.
- JWPA (2017). JWPA Report Detail. Japan Wind Power Association.
- KATZNER, T. E., D. BRANDES, T. MILLER, M. LANZONE, C. MAISONNEUVE, J. A. TREMBLAY, R. MULVIHILL et G. T. MEROVICH (2012). Topography drives migratory flight altitude of golden eagles: Implications for on-shore wind energy development, *Journal of Applied Ecology*, 49: 1178-1186.
- KITANO, M. et S. SHIRAKI (2013). Estimation of bird fatalities at wind farms with complex topography and vegetation in Hokkaido, Japan, *Wildlife Society Bulletin*, 37: 41-48.
- KOCHERT, M. N., K. STEENHOF et M. KOCIERT (2002). Golden eagles in the US and Canada: Status, trends, and conservation challenges, *Journal Raptor Research*, 36: 32-40.

- KORNER-NIEVERGELT, F., I. NIERMANN, O. BEHR, M. A. ETTER, R. BRINKMANN, P. KORNER, B. HELLRIEGEL, M. M. P. HUSO et D. DALTHORP (2016). *Package "carcass": Estimation of the number of fatalities from carcass searches*. 27 p. Mis à jour le 3 octobre 2023 [En ligne] [<https://cran.r-project.org/web/packages/carcass/carcass.pdf>]. (Consulté le 13 janvier 2026).
- KORNER-NIEVERGELT, F., O. BEHR, R. BRINKMANN, M. A. ETTERSON, M. P. HUSO, D. DALTHORP, P. KORNER-NIEVERGELT, T. ROTH et I. NIERMANN (2015). Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass — A tutorial, *Wildlife Biology*, 21: 30-43.
- KORNER-NIEVERGELT, F., P. KORNER-NIEVERGELT, O. BEHR, I. NIERMANN, R. BRINKMANN et B. HELLRIEGEL (2011). A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches, *Wildlife Biology*, 17(4): 350-363.
- KUVLESKY, W. P., L. A. BRENNAN, M. L. MORRISON, K. K. BOYDSTON, B. M. BALLARD et F. C. BRYANT (2007). Wind energy development and wildlife conservation: Challenges and opportunities, *Wildlife Research*, 71: 2487-2498.
- LEMAÎTRE, J., K. MacGREGOR, N. TESSIER, A. SIMARD, J. DESMEULES, C. POUSSART, P. DOMBROWSKI, N. DESROSIERS et S. DERY (2017). *Mortalité chez les chauves-souris, causée par les éoliennes : revue des conséquences et des mesures d'atténuation*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, gouvernement du Québec, Québec, 26 p.
- 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: 201-209.
- MacGREGOR, K. 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.
- MAY, R., T. NYGÅRD, E. L. DAHL et K. BEVANGER (2013). Habitat utilization in white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) and the displacement impact of the Smøla wind-power plant, *Wildlife Society Bulletin*, 37: 75-83.
- MAYNARD, L. D., J. LEMAÎTRE, J.-F. THERRIEN et N. LECOMTE (2025). "Vulnerability and behavioural avoidance of Golden Eagles near wind farms during the breeding season", *Environmental Impact Assessment Review*, 112: 107843.
- MDDEFP (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, gouvernement du Québec, Québec, 15 p. + annexes.
- MELCCFP (2025). *Protocole de suivi des mortalités d'oiseaux et de chiroptères dans le cadre de projets d'implantation d'éoliennes au Québec, troisième édition*, gouvernement du Québec, Québec, 13 p. + annexes.
- MINEAU, P., M. R. FLETCHER, L. C. GLASER, N. J. THOMAS, C. BRASSARD, L. K. WILSON, L. A. LYON, C. J. HENNY, T. BOLLINGER et S. L. PORTER (1999). Poisoning of raptors with organophosphorus and carbamate pesticides with emphasis on Canada, U.S. and U.K., *Journal of Raptor Research*, 33: 1-37.
- MRNF (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 Faune Québec, gouvernement du Québec, Québec, 11 p. + annexes.

- NEWTON, I. (1988). Determination of critical pollutant levels in wild populations, examples from organochlorine insecticides in birds of prey, *Environmental Pollution*, 55: 29-40.
- NEWTON, I., I. WYLLIE et A. ASHER (1993). Long-term trends in organochlorine and mercury residues in some predatory birds in Britain, *Environmental Pollution*, 79: 143-151.
- NEWTON, I., M. J. McGRADY et M. K. OLI (2016). A review of survival estimates for raptors and owls, *Ibis*, 158: 227-248.
- ORLOFF, S. et A. FLANNERY (1992). *Wind turbine effects on avian activity, habitat use, and mortality in Altamont Pass and Solano County Wind Resource Areas: 1989-1991*, rapport préparé par Biosystems Analysis Inc. pour la California Energy Commission, pagination multiple + annexes.
- POWLESLAND, R. G. (2009). *Impacts of wind farms on birds: A review*, Department of Conservation, Wellington, New Zealand, 48 p. + annexe.
- R CORE TEAM (2016). R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing version 3.3.1 (2016-06-21) -- "Bug in Your Hair", Vienna, Austria.
- ROGERS, S. E., B. W. CORNABY, C. W. RODMAN, P. R. STICKSEL et D. A. TOLLE (1977). *Environmental studies related to the operation of wind energy conversion systems*, Final report, prepared for the United States Department of Energy, Division of Solar Technology, Wind Systems Branch, Columbus, Ohio, 108 p. + annexes.
- RYDELL, J., H. ENGSTRÖM, T. SWEDISH, O. SOCIETY, A. HEDENSTRÖM, J. K. LARSEN, V. W. POWER, J. PETTERSSON, J. P. FÅGELVIND et M. GREEN (2012). *The effect of wind power on birds and bats power - A synthesis*, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden, 150 p.
- SCHAUB, M. (2012). Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations, *Biological Conservation*, 155: 111-118.
- SCHUSTER, E., L. BULLING et J. KOPPEL (2015). Consolidating the state of knowledge: A synoptical review of wind energy's wildlife effects, *Environmental Management*, 56: 300-331.
- SHARMA, A. K., M. SAINI, S. D. SINGH, V. PRAKASH, A. DAS, R. BHARATHI DASAN, S. PANDEY, D. BOHARA, T. H. GALLIGAN, R. E. GREEN, D. KNOPP et R. J. CUTHBERT (2014). Diclofenac is toxic to the Steppe Eagle *Aquila nipalensis*: Widening the diversity of raptors threatened by NSAID misuse in South Asia, *Bird Conservation International*, 24: 282-286.
- SHOENFELD, P. (2004). *Suggestions regarding avian mortality estimation: Mountaineer Wind Energy Center Technical Review Committee*, report for the West Virginia Highlands Conservancy, Davis, West Virginia, USA, 6 p.
- SMALLWOOD, K. S. (2013). Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects, *Wildlife Society Bulletin*, 37: 19-33.
- SMALLWOOD, K. S. et C. THELANDER (2008). Bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California, *Journal of Wildlife Management*, 72: 215-223.
- STEWART, G. B., A. S. PULLIN et C. F. C. COLES (2007). Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds, *Environmental Conservation*, 34 (1): 1-11.

- 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*, prepared for the National Wind Coordinating Collaborative, Washington, D.C., USA, 152 p. + annexes.
- WARREN-HICKS, W., J. NEWMAN, R. WOLPERT, B. KARAS et L. TRAN (2013). Improving methods for estimating birds and bats at wind energy facilities, Public Interest Energy Research (PIER) Program, Final Project Report, California Energy Commission, California Wind Energy Association, Berkeley, California, USA, 136 p.
- WOBESER, G., T. BOLLINGER, F. A. LEIGHTON, B. BLAKLEY et P. MINEAU (2004). Secondary poisoning of eagles following intentional poisoning of coyotes with anticholinesterase pesticides in Western Canada, *Journal of Wildlife Diseases*, 40: 163-172.
- WOLPERT, R. L. (2015). *ACME: A partially periodic estimator of avian & chiropteran mortality at wind turbines*, Nicholas School of the Environment, Duke University, Durham, North Carolina, USA, 22 p.
- ZIMMERLING, J. R. et C. M. FRANCIS (2016). Bat mortality due to wind turbines in Canada, *Journal of Wildlife Management*, 80(8): 1360-1369.
- 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(2): 10.

Annexe A Comparaison des protocoles d’inventaire de 2008 et de 2013

Les parcs éoliens du Québec doivent réaliser un suivi post-construction selon le protocole ministériel en vigueur au moment de l'octroi du contrat. Les plus anciens parcs éoliens analysés dans cette étude ont suivi le protocole du MRNF (2008) et les plus récents ont suivi le protocole du MDDEFP (2013). Il est à noter qu'un nouveau protocole a été publié en 2025 (MELCCFP, 2025).

Tableau A1. Comparaison des protocoles du MRNF (2008) et du MDDEFP (2013)

MDDEFP (2013)	MRNF (2008)
Durée du suivi	
Années 1, 2 et 3, puis tous les 10 ans	Années 1, 2 et 3
Effort	
Minimum de 40 % des éoliennes ; au moins 10 éoliennes (pour les parcs éoliens > 10) ou 100 % des éoliennes (pour les parcs éoliens < 10)	Minimum de 50 % des éoliennes la première année
Intervalles d'inventaire : • Tous les 7 jours au début du printemps • Tous les 3 jours pendant l'été • Tous les 7 jours à l'automne	Intervalle d'inventaire de 7 jours
Zone de recherche : 80 m x 80 m centrée sur l'éolienne, avec des transects espacés de 5 m Distance linéaire parcourue : 1 280 m	Zone de recherche : 120 m x 120 m centrée sur l'éolienne, avec des transects espacés de 10 m Distance linéaire parcourue : 1 440 m
Périodes de surveillance	
Périodes de recherche pour trois périodes biologiquement importantes qui se CHEVAUCHENT , modifiées pour correspondre aux régions bioclimatiques; la date de début du printemps est plus tardive dans les régions plus au nord et la date de fin de l'automne, plus précoce. • Migration printanière des oiseaux débutant entre le 15 mars et le 5 avril et s'étendant jusqu'au 7 juin, couvrant entre 9 et 12 semaines • Période de reproduction estivale des chauves-souris débutant le 15 mai et se terminant le 31 juillet, sur une durée de 11 semaines • Migration automnale débutant le 1^{er} août et se terminant entre le 9 et le 30 novembre, couvrant entre 13 et 16 semaines	Périodes de recherche couvrant trois périodes importantes sur le plan biologique . <i>Noter l'intervalle de deux semaines entre la fin juillet et la mi-août, où aucune étude n'est prévue. Cela tombe au milieu de la période de pointe pour la mortalité des chauves-souris.</i> • Migration printanière de fin mars à début juin, sur une durée de 10 semaines • Reproduction estivale de début juin à la fin juillet, sur une période de 8 semaines • Migration automnale de la mi-août à la mi-novembre, sur une période de 12 semaines

MDDEFP (2013)	MRNF (2008)
Essais d'efficacité de l'observateur	
Un test tous les deux mois	Un test pour chacune des trois périodes de surveillance
Test séparé pour chaque observateur	--
Le choix des leurres est recommandé pour éviter les biais	De vraies carcasses (p. ex., des souris, des pigeons et des canards) ou des leurres de taille appropriée
Trois classes de taille : les chauves-souris (représentées par les souris), les petits oiseaux et les grands oiseaux	Trois catégories de taille : petite, moyenne et grande
5 carcasses par classe de taille	20 carcasses par classe de taille
Maximum de 2 carcasses par éolienne	Maximum de 4 carcasses par éolienne
Carcasses réparties aléatoirement entre les éoliennes et placées aléatoirement autour de chaque éolienne	Carcasses réparties aléatoirement entre les éoliennes et placées aléatoirement autour de chaque éolienne
L'observateur ne doit pas être au courant du test (carcasses placées à l'insu de l'observateur)	L'observateur ne doit pas être au courant du test (carcasses placées à l'insu de l'observateur)
Essais de persistance des carcasses	
Un test tous les trois mois	Un test pour chacune des trois périodes de surveillance
Trois classes de taille : petits et grands oiseaux et souris de couleur foncée	Quatre classes de taille : oiseaux de petite, moyenne et grande taille et souris de couleur foncée
10 carcasses par classe de taille	10 carcasses par classe de taille
Maximum de 2 carcasses par éolienne	Maximum de 4 carcasses par éolienne
Carcasses réparties aléatoirement entre les éoliennes et placées aléatoirement autour de chaque éolienne	Carcasses réparties aléatoirement entre les éoliennes et placées aléatoirement autour de chaque éolienne
Une visite aux journées n° 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 11 et 13	Une visite aux journées no 1, 2, 3, 4, 5, 7, 10, 14, 18, 23 et 28
	Nécessite que les carcasses soient réparties entre les classes de végétation
	Nécessite que les carcasses soient placées avant l'aube

Estimateur recommandé

Exige la présentation des résultats de deux estimateurs : celui d'**Huso (2011)** et un autre qui ne doit pas être celui de Johnson/Erickson.

INTERDIT d'utiliser l'estimateur de Johnson et Erickson (2008).

Estimateur Johnson/Erickson (équations fournies)

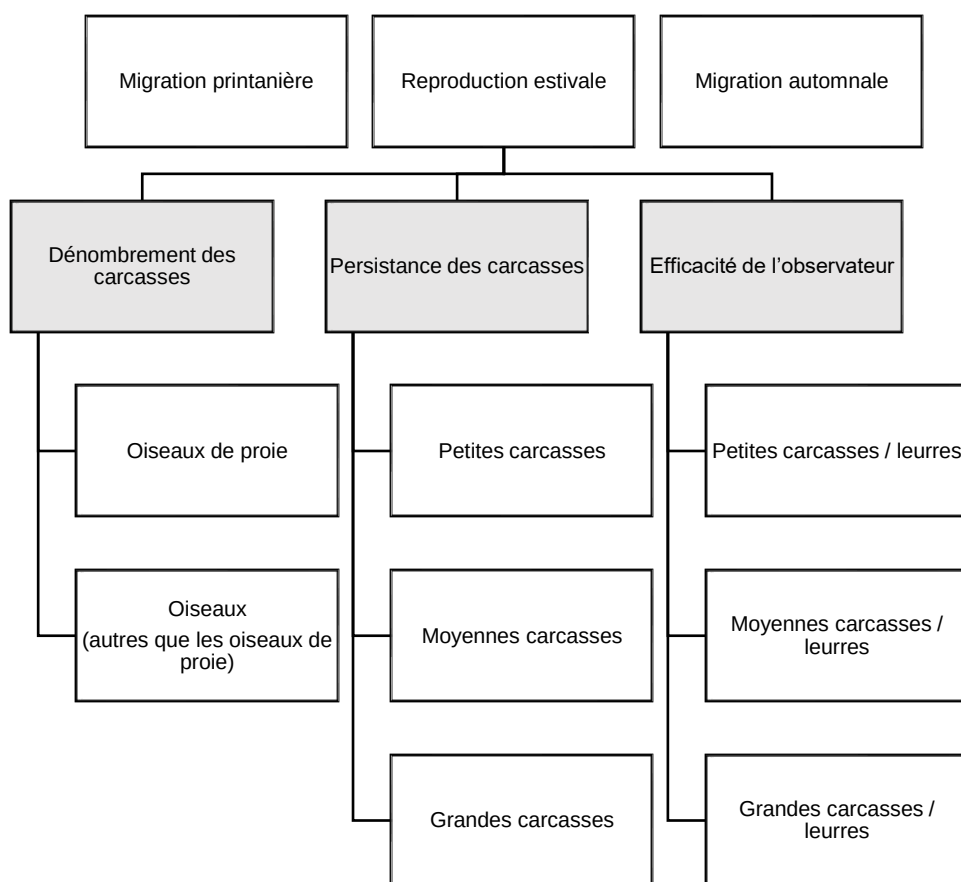
Rapport

À soumettre avant **le 31 janvier**

Le Ministère demande la **soumission des données brutes sous forme numérique sur une base** volontaire

À soumettre avant **le 31 décembre**

Aucune mention de données brutes



Note : Chaque parc éolien a réalisé un suivi sur trois saisons (ligne supérieure). Pour chaque saison, trois types d'informations ont été collectées (deuxième ligne) : le décompte des carcasses, les résultats des essais de persistance des carcasses et les résultats des essais d'efficacité des observateurs. Chaque type d'information ou d'essai a été séparé pour deux groupes d'espèces – oiseaux de proie (ou carcasses/leurres représentant des oiseaux de proie) et autres oiseaux (autres que des oiseaux de proie) – et trois classes de taille.

Figure A1. Structure des données recueillies lors d'une année de suivi post-construction de la mortalité des oiseaux de proie dans les parcs éoliens du Québec

Annexe B Variables utilisées pour estimer la mortalité dans les parcs éoliens du Québec

Plusieurs variables (tableau B1) sont combinées pour calculer une probabilité globale (g) de détection des carcasses, qui permet d'estimer la mortalité totale des oiseaux de proie dans les parcs éoliens.

Efficacité de l'observateur (p) : Il s'agit de la probabilité qu'un observateur détecte une carcasse pendant un inventaire. Cette efficacité peut être influencée par plusieurs facteurs, comme l'observateur, le type de végétation (p. ex., herbe courte ou buissons denses), la taille de la carcasse (p. ex., un aigle royal par rapport à une mésange) et les conditions météorologiques (p. ex., journée ensoleillée ou pluvieuse et orageuse).

Facteur modifiant l'efficacité du chercheur (k) : Ce facteur prend en compte deux éléments principaux. D'abord, il considère la proportion de carcasses non trouvées lors d'un inventaire initial mais qui peuvent être découvertes lors d'inventaires suivants. Ensuite, il tient compte du fait que les carcasses les plus visibles sont généralement trouvées lors du premier inventaire, laissant celles qui sont plus difficiles à repérer pour les inventaires ultérieurs.

Persistance des carcasses ($\bar{t}$, $S(t)$ ou r) : La persistance désigne la durée pendant laquelle une carcasse reste au sol avant d'être récupérée ou de se décomposer. Elle peut être mesurée de trois façons :

- La durée moyenne pendant laquelle une carcasse persiste ($\bar{t}$);
- La probabilité qu'une carcasse persiste pendant au moins t jours après sa chute ($S(t)$);
- La proportion de carcasses qui devraient persister jusqu'au prochain inventaire (ou jusqu'à la prochaine recherche) (r).

La persistance peut être influencée par la taille de la carcasse, la saison (p. ex., début du printemps ou milieu de l'été), la végétation ou d'autres facteurs affectant la visibilité des carcasses pour les charognards. D'autres éléments spécifiques au site ou à la région, comme la densité des charognards ou la disponibilité d'autres sources de nourriture, peuvent également jouer un rôle.

Intervalle entre deux inventaires successifs (l) : Cette variable désigne le nombre de jours entre deux inventaires consécutifs. L'intervalle est crucial, car il affecte la probabilité de trouver des carcasses qui sont tombées ou se sont décomposées entre deux inventaires. Les intervalles peuvent être réguliers ou irréguliers, selon le protocole de suivi.

Facteur de correction spatiale (a) : Ce facteur représente la proportion de la surface totale fouillée. Il inclut trois éléments principaux :

- La proportion des éoliennes sous lesquelles les inventaires sont effectués;
- La proportion de la parcelle d'inventaire effectivement fouillée, car certains terrains peuvent être difficiles d'accès;
- La proportion de carcasses qui devraient tomber dans la zone fouillée en fonction de la distance par rapport à la base de l'éolienne. En règle générale, la majorité des carcasses tombent près de la base des éoliennes, et moins loin à mesure que la distance augmente.

Facteur de correction temporelle (v) : Ce facteur prend en compte la proportion de l'année pendant laquelle des inventaires de carcasses ont été menés. Il inclut deux composantes :

- La proportion de la période couverte par les inventaires;
- La proportion de carcasses annuelle attendue pendant la période d'inventaire.

Le tableau B1 présente la notation paramétrique généralisée, conformément à Dalthorp et coll. (2017), ainsi qu'une brève définition de chaque variable. La notation comparée de chaque variable, telle qu'elle est définie dans le protocole du MRNF (2008) et la bibliothèque « carcass » dans R (Korner-Nievergelt et coll., 2016), est également indiquée. Le protocole du MDDEFP (2013) n'a pas introduit de notation différente de celle utilisée dans le protocole du MRNF (2008). Trois façons de mesurer la persistance des carcasses sont possibles; toutefois, chaque estimateur utilise généralement une seule de ces trois méthodes uniquement.

Tableau B1. Définitions des variables et notation adaptées aux protocoles du Ministère

Dalthorp et coll. (2017) : <i>Evidence of Absence (EoA)</i>		MRNF (2008)	R
Variable	Définition	Notation 2008*	Notation de la bibliothèque « carcass »**
M	Mortalité estimée : nombre d'individus tués pendant la période d'étude sur le site d'étude	<i>m</i>	<i>N</i>
g	Probabilité globale de détection : probabilité globale d'observer une carcasse qui arrive pendant la période d'étude	---	<i>p</i>
X	Nombre de carcasses	<i>C</i>	<i>c</i>
p	Efficacité du chercheur : proportion de carcasses dans la zone recherchée qui sont découvertes par le chercheur	<i>d</i>	<i>f</i>
k	Facteur par lequel p change à chaque recherche	---	<i>k</i>
$\bar{t}$	Persistance de la carcasse : durée moyenne de persistance d'une carcasse (jours)	$\bar{j}$	$\hat{t} = \frac{1}{-\log(s)}$ en supposant une persistance constante
r	Persistance des carcasses : proportion de carcasses qui devraient persister pendant l'intervalle d'inventaire	---	<i>m</i>
S(t)	Persistance de la carcasse : probabilité qu'une carcasse persiste au moins <i>t</i> jours après son arrivée	---	<i>m</i>
I	Intervalle d'inventaire (jours); peut être irrégulier	<i>I</i> (supposé être régulier)	<i>d</i> si régulier, <i>J</i> si vecteur d'intervalles irréguliers
n	Nombre d'inventaires ($n * \bar{I}$ = durée totale de l'étude en jours)	<i>j / je</i>	<i>n</i>
a	Correction spatiale : comprend la proportion d'éoliennes inventoriées, la proportion de la surface sous chaque éolienne inventoriée et la distribution des carcasses en fonction de la distance par rapport à l'éolienne.	<i>k / E</i> ***	<i>a</i>
v	Correction temporelle : proportion du temps total pendant lequel les carcasses pourraient arriver qui est couverte par l'inventaire	--	--

Adapté d'Huso et coll. (2016).

* À noter que la notation utilisée dans le protocole du MRNF (2008) est dérivée du français, ce qui entraîne des différences avec la notation généralement employée dans la littérature anglophone. Une distinction importante réside entre *j*, qui représente le nombre total de jours de la période d'enquête, et $\bar{j}$, qui désigne la persistance moyenne des carcasses, mesurée en jours.

** Le logiciel applicatif « carcass » (Korner-Nievergelt et coll., 2015) utilise une notation différente de celle de Dalthorp et coll. (2017) et d'Huso et coll. (2016). Il est donc crucial de prendre en compte cette divergence pour éviter toute confusion entre les notations utilisées dans les différents protocoles et études.

*** Dans le protocole du MRNF (2008), *k* correspond au nombre d'éoliennes recensées, tandis que *E* désigne le nombre d'éoliennes présentes dans le parc éolien. Un ajustement est appliqué pour tenir compte de la proportion de la parcelle d'inventaire effectivement couverte avant de calculer le nombre de carcasses trouvées sous chaque éolienne.

Annexe C Procédure détaillée de calcul ou de sélection des facteurs de correction

1. EFFICACITÉ DE L'OBSERVATEUR (p)

Étant donné le manque de données brutes provenant des essais d'efficacité de l'observateur disponibles dans les rapports consultés, la stratégie suivante a été adoptée pour obtenir une estimation comparable de l'efficacité de l'observateur (p) pour chaque combinaison parc éolien / année / saison / classe de taille :

Calcul du nombre total de carcasses disponibles :

- Le nombre total de carcasses disponibles pour les observateurs a été calculé en additionnant le nombre de carcasses placées pour différents observateurs ou à différentes dates, dans les cas où plusieurs observateurs ou dates étaient concernés. Ensuite, le nombre de carcasses signalées comme « disparues » (celles récupérées avant que les observateurs n'aient pu les trouver) a été soustrait.

Calcul du nombre total de carcasses trouvées :

- Le nombre total de carcasses trouvées a été calculé en additionnant le nombre de carcasses trouvées par différents observateurs ou à différentes dates, si plusieurs observateurs ou dates étaient concernés.
 - Seules les grandes carcasses d'essai ont été utilisées pour déterminer les valeurs d'efficacité de l'observateur pour les oiseaux de proie.

Calcul de l'efficacité l'observateur (p) :

$$p = \frac{\text{nombre de carcasses trouvées}}{\text{nombre de carcasses disponibles}}$$

Raisons pour lesquelles certaines combinaisons parc éolien / année / saison / classe de taille étaient manquantes :

- Les essais ont été rapportés uniquement pour une combinaison printemps-été-automne, sans distinction par saison.
- Les essais ont été rapportés pour une classe de taille combinée (p. ex., petite-moyenne-grande), sans séparation par classe de taille.
- Aucun essai n'a été signalé pour une combinaison parc éolien / année / saison / classe de taille donnée (p. ex., des valeurs ont été signalées pour toutes les combinaisons, mais les petites carcasses au printemps étaient manquantes).

Stratégies de remplacement des données manquantes :

Lorsque des estimations pour une combinaison parc éolien / année / saison / classe de taille étaient manquantes, les critères suivants ont été appliqués pour identifier une valeur de remplacement. Chaque stratégie de remplacement a été vérifiée successivement, et si une valeur appropriée était trouvée, elle était utilisée. Si aucune valeur n'était disponible selon un critère donné, le critère suivant a été appliqué :

Essai pour une autre année, même parc éolien et même saison / classe de taille :

- Si un essai existait pour le même parc éolien, la même saison et la même classe de taille, mais pour une année différente, cette valeur était utilisée. Si plusieurs années étaient disponibles, la valeur la plus proche dans le temps était choisie. Si un essai était disponible pour l'année précédente et l'année suivante, la valeur de l'année suivante était préférée.

Essai pour une autre saison, même parc éolien et même classe de taille :

- Si un essai existait pour le même parc éolien et la même classe de taille, mais pour une saison différente, cette valeur était utilisée. La préférence était donnée selon l'ordre suivant :

- Pour remplacer une valeur printanière, une valeur estivale était préférée à une valeur automnale.
- Pour remplacer une valeur estivale, une valeur automnale était préférée à une valeur printanière.
- Pour remplacer une valeur automnale, une valeur estivale était préférée à une valeur printanière.

Essai dans un parc éolien voisin, même année et même saison / classe de taille :

- Si un essai pour un parc éolien voisin le plus proche existait pour la même année, même saison et même classe de taille, cette valeur était utilisée.

Essai dans un parc éolien voisin pour une autre saison / classe de taille :

- Si un test dans un parc éolien voisin le plus proche existait pour une autre saison et une autre classe de taille, cette valeur était utilisée. L'année la plus proche de l'année d'inventaire manquante a été choisie si plusieurs essais de la même saison / classe de taille étaient effectués dans le parc éolien voisin.

2. PERSISTANCE DE LA CARCASSE (i)

Stratégie pour estimer la persistance des carcasses

Compilation des valeurs de persistance disponibles

Les valeurs moyennes de persistance et les estimations de variance associées ont été compilées pour les essais utilisant des carcasses de petits oiseaux et des carcasses de grande taille.

Exclusion des valeurs inappropriées

Les valeurs rapportées pour des classes de taille combinées (p. ex., une estimation pour les carcasses de petite, moyenne et grande taille combinées) ont été rejetées. De même, les valeurs pour des périodes combinées (printemps, été et automne réunis) ont été rejetées.

Calcul des intervalles de confiance (IC)

Pour chaque valeur de persistance moyenne, la variance rapportée associée a été utilisée pour calculer les IC à 95 %.

La moyenne et la variance des valeurs rapportées par les établissements ont été utilisées pour paramétrer une distribution normale des moyennes.

Un amorçage a été effectué pour créer une distribution des moyennes en échantillonnant de manière répétitive la distribution normale. Les quantiles 97,5 % et 2,5 % ont été utilisés pour déterminer l'intervalle de confiance supérieur et inférieur à 95 %.

Gestion des valeurs négatives ou nulles :

Les valeurs négatives ou nulles n'ont aucun sens pour la persistance (car les carcasses ne peuvent pas disparaître avant d'être placées). Ces valeurs posent un problème pour la plupart des stratégies d'estimation.

Tous les IC inférieurs avec des valeurs nulles ou négatives ont été ajustés à 0,1 jour. Cette valeur a été jugée suffisamment petite pour représenter la limite inférieure d'une distribution quasi nulle, tout en permettant une interprétation logique et une estimation fiable de la mortalité.

Sélection des valeurs de persistance des carcasses

Les essais menés avec de grandes carcasses ont été utilisés pour estimer la persistance des oiseaux de proie au pied des éoliennes.

Raisons pour lesquelles des données étaient manquantes pour certaines combinaisons parc éolien / année / saison / classe de taille

Les combinaisons manquantes ont été observées pour les raisons suivantes :

- Les tests ont été rapportés uniquement pour une combinaison printemps-été-automne, sans distinction par saison.
- Les tests ont été rapportés pour une classe de taille combinée (p. ex., une estimation pour les carcasses de petite, moyenne et grande taille combinées).
- Aucun essai n'a été signalé pour une combinaison parc éolien / année / saison / classe de taille donnée (p. ex., des valeurs ont été signalées pour toutes les combinaisons, mais les petites carcasses au printemps étaient manquantes).

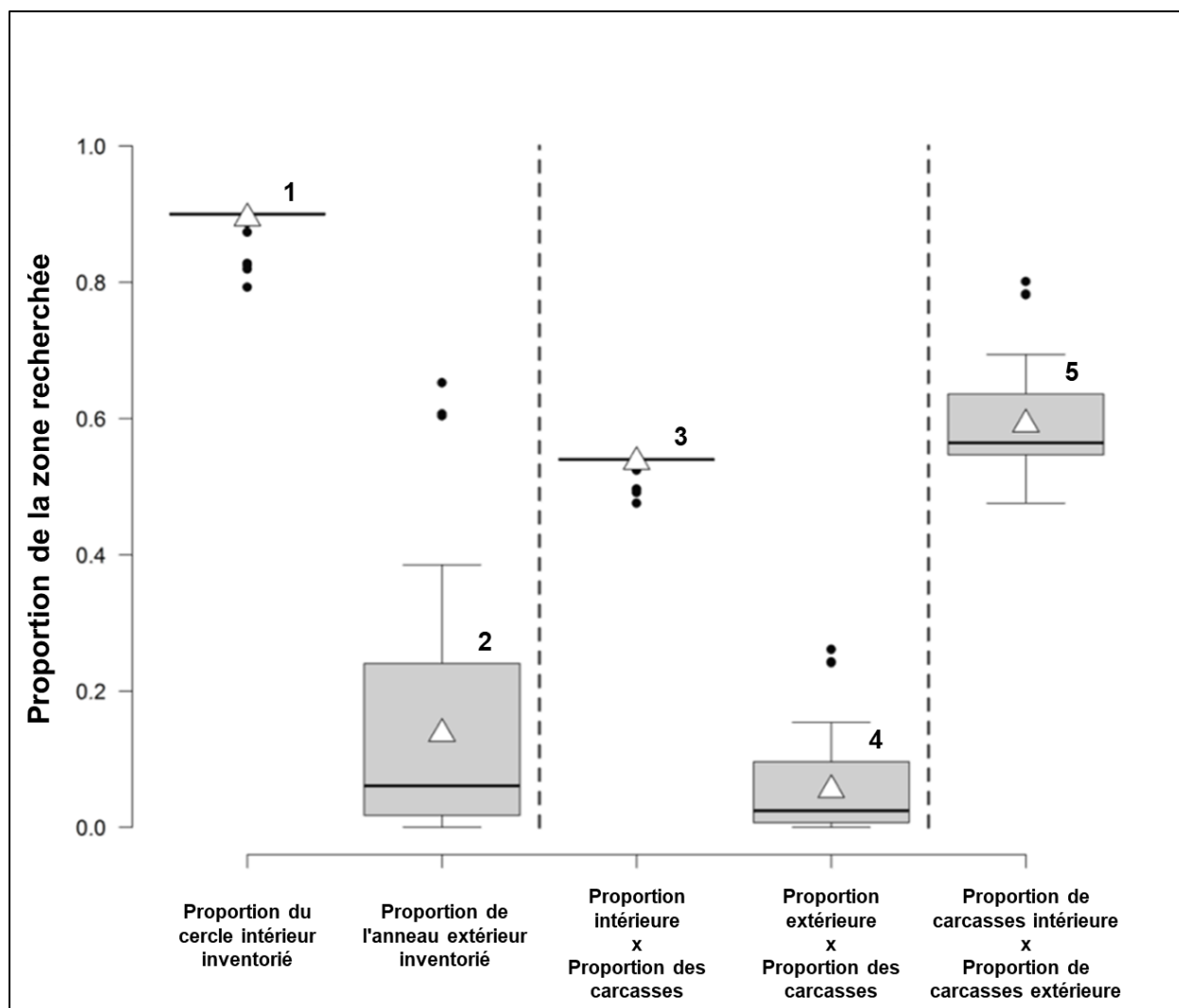
Stratégies de remplacement des données manquantes

Lorsqu'une estimation pour une combinaison parc éolien / année / saison / classe de taille donnée était manquante, les critères suivants ont été utilisés pour identifier une valeur de remplacement :

- Essai pour une autre année, même parc éolien et même saison / classe de taille :
 - Si un essai existait pour le même parc éolien, la même saison et la même classe de taille, mais pour une année différente, cette valeur était utilisée.
 - Si plusieurs années étaient disponibles, la valeur la plus proche dans le temps de la valeur manquante était sélectionnée.
 - Si un essai était disponible pour l'année précédente et l'année suivante, le test de l'année suivante était utilisé.
- Essai pour une autre saison, même parc éolien et même classe de taille :
 - Si un essai existait pour le même parc éolien et la même classe de taille, mais pour une saison différente, cette valeur était utilisée. Les préférences étaient :
 - printemps remplacé par été, et été remplacé par automne.
 - automne remplacé par été pour éviter d'utiliser une valeur printanière.
- Essai dans un parc éolien voisin, même année et même saison / classe de taille :
 - Si un essai pour le parc éolien voisin le plus proche existait pour la même combinaison année / saison / classe de taille, cette valeur était utilisée.
- Essai dans un parc éolien voisin, saison / classe de taille différente :
 - Si un essai dans un parc éolien voisin existait pour une autre saison et une autre classe de taille, cette valeur était utilisée. L'année la plus proche de l'année manquante était utilisée si plusieurs essais étaient disponibles pour la même saison / classe de taille dans le parc éolien voisin.

3. FACTEUR DE CORRECTION SPATIALE (a)

La proportion de la parcelle couverte pendant les inventaires de carcasses ainsi que la taille et la forme de cette parcelle ont été utilisées pour calculer la superficie dans deux zones précises : une zone circulaire autour de l'éolienne, allant de 0 à 40 m de distance, et une zone annulaire allant de 40 à 80 m (figure C1, boîtes à moustaches 1 et 2). Ensuite, ces proportions ont été combinées avec la proportion estimée de carcasses susceptibles de tomber dans chacune de ces zones. Cela a permis de pondérer la couverture en fonction de l'abondance relative attendue des carcasses (figure C1, boîtes à moustaches 3 et 4). Enfin, les proportions pondérées spécifiques à chaque zone ont été additionnées pour déterminer la proportion totale de la zone où les carcasses pouvaient potentiellement tomber. Cette zone a été définie comme un cercle de 80 m de rayon centré sur l'éolienne (figure C1, boîte à moustaches 5).



Note : Les deux premiers diagrammes en boîte montrent les proportions de la zone inventoriée, transformées en zones intérieures et extérieures. La deuxième section (diagrammes en boîte 3 et 4) représente ces mêmes proportions, ajustées en fonction de la proportion de carcasses supposées se retrouver dans les zones intérieures et extérieures (respectivement 0,6 et 0,4). Le dernier diagramme en boîte présente la somme des proportions combinées des zones intérieures et extérieures. Les points de données utilisés pour construire les diagrammes en boîte correspondent à des moyennes estimées par combinaison parc éolien / année (p. ex., une valeur combinée pour le printemps, l'été et l'automne au parc éolien A en 2009). Dans chaque diagramme, le haut et le bas représentent les 25^e et 75^e percentiles, la bande centrale correspond à la médiane, le triangle blanc indique la moyenne, et les extrémités des moustaches marquent les valeurs les plus extrêmes.

Figure C1. Proportion de la surface inventoriée sous chaque éolienne

Détails du calcul

Proportion d'éoliennes incluses dans les suivis

Le nombre d'éoliennes incluses dans les enquêtes a été indiqué, ainsi que le nombre total d'éoliennes présentes sur chaque parc éolien. Lorsqu'à la même période des inventaires hebdomadaires et intensifs ont été réalisés et que le nombre d'éoliennes incluses différait selon le type d'inventaire, le nombre maximal d'éoliennes incluses a été retenu.

Deux situations confondantes ont été identifiées dans les rapports, où le nombre d'éoliennes pour chaque type d'inventaire était présenté de manière similaire et devait être clarifié :

- Si 15 éoliennes étaient inventoriées chaque semaine et 10 éoliennes différentes étaient inventoriées pendant une période intensive (couvrant seulement une partie de la saison), le total était de 25 éoliennes.
- Si 15 éoliennes étaient inventoriées chaque semaine et que 10 parmi ces 15 éoliennes étaient inventoriées pendant une période intensive (couvrant seulement une partie de la saison), le total restait de 15 éoliennes.

Ces deux cas ont été distingués manuellement, et le nombre d'éoliennes étudiées a été ajusté en conséquence.

La proportion d'éoliennes couvertes par les inventaires a ensuite été calculée comme suit :

$$\frac{\text{Nombre d'éoliennes inventoriées}}{\text{Nombre total d'éoliennes du parc éolien}}$$

Proportion de la zone autour des éoliennes étudiée

Idéalement, la superficie de la parcelle étudiée autour de chaque éolienne aurait dû être spécifiée dans les rapports de suivi. Toutefois, l'exhaustivité des informations fournies pour cette variable variait considérablement d'un parc éolien à l'autre.

À partir des informations disponibles dans les rapports (extraites de tableaux, de textes et de notes de terrain), toutes les estimations de la zone étudiée ont été compilées. Les valeurs manquantes (par éolienne) ont ensuite été remplacées selon la procédure suivante.

- Au sein de chaque combinaison parc éolien / année :
 - Si une plage de valeurs était indiquée (p. ex., « la proportion des parcelles de recherche étudiées variait de 25 à 70 % »), la moyenne de ces deux valeurs a été attribuée à toutes les éoliennes pour cette saison.
 - Si une valeur était indiquée pour une éolienne donnée au cours d'une saison, cette valeur a été utilisée pour les saisons où il manquait des données pour cette éolienne (en choisissant la saison la plus proche si nécessaire).
 - Si aucune valeur n'était fournie pour une éolienne donnée pendant une saison, la moyenne de toutes les valeurs signalées pour cette saison a été attribuée.
 - Si aucune information n'a été donnée pour une année entière pour un parc éolien, la valeur moyenne des autres années de suivi pour cette combinaison parc éolien / saison a été utilisée.
 - Trois parcs éoliens n'ont pas fourni de données sur la proportion de surface étudiée pour une année donnée. Ces parcs éoliens ont été appariés au parc éolien le plus proche, avec des parcelles d'inventaire de dimensions similaires. La moyenne de chaque saison de suivi du parc éolien comparable a été attribuée à toutes les éoliennes du parc éolien pour lequel les données étaient manquantes.

Ensuite, la moyenne de toutes ces valeurs individuelles pour chaque combinaison parc éolien / année / saison a été calculée (p. ex., au parc éolien A, la proportion de la parcelle d'inventaire couverte au printemps était, en moyenne, de 60 %).

Pour relier cette proportion de surface étudiée à la distribution attendue des carcasses autour des éoliennes, il a été nécessaire de relier cette proportion à la distance par rapport à l'éolienne. La zone autour de chaque éolienne a été divisée en deux zones conceptuelles :

- Une zone circulaire intérieure allant de la base de l'éolienne jusqu'à 40 m;
- Une zone annulaire extérieure allant de 40 m à 80 m.

En fonction des dimensions des parcelles d'inventaire signalées et de la proportion de parcelles couvertes, la superficie totale inventoriée par parcelle a été calculée de la manière suivante :

$$\begin{aligned} & \text{Superficie de la parcelle inventoriée} \\ & \times \text{Proportion moyenne de la parcelles d'inventaire étudiée} \end{aligned}$$

La proportion maximale de la zone intérieure qui pouvait être couverte (en raison de l'espacement des transects, des parcelles décentrées et des zones non étudiées) a été fixée à 0,9. Toutes les valeurs supérieures à 0,9 ont donc été remplacées par cette valeur (figure C1, boîte à moustaches 1).

La surface de la zone intérieure (0 – 40 m) étudiée a ensuite été calculée comme suit :

$$\frac{\text{Superficie totale inventoriée}}{\pi(40)^2}$$

La zone de l'anneau extérieur (40 – 80 m) a été calculée comme suit :

$$\text{Superficie totale inventoriée} - \text{Superficie du cercle intérieur inventoriée}$$

Enfin, la proportion de l'anneau extérieur (40 – 80 m) étudiée a été calculée comme suit (figure C1, boîte à moustaches 2) :

$$\frac{\text{Superficie de l'anneau extérieur inventoriée}}{\pi(80)^2 - \pi(40)^2}$$

Proportion des carcasses susceptibles de se situer dans ces deux zones

La proportion de carcasses susceptibles de se situer dans ces deux zones a été déterminée en se basant sur les valeurs rapportées dans la littérature et sur des communications personnelles. Les meilleures estimations disponibles à l'époque provenaient de Huso et Dalthorp (2014), et sont les suivantes :

- 0,6 (60 %) dans un rayon de 40 m autour de l'éolienne.
- 0,4 (40 %) entre 40 et 80 m.

Regroupement des trois proportions

Ces trois proportions ont ensuite été regroupées pour chaque combinaison parc éolien / année / saison, en utilisant la même proportion de carcasses attendue pour tous les parcs éoliens, toutes les années et toutes les saisons.

Tout d'abord, la proportion de carcasses supposées se situer dans les deux zones a été utilisée pour pondérer la zone couverte dans le cercle intérieur et l'anneau extérieur (figure C1, boîtes à moustaches 3 et 4) :

$$\textit{Proportion de la zone inventoriée} \times \textit{Proportion de carcasses attendues}$$

Ensuite, les proportions de la zone inventoriée, pondérées par la proportion de carcasses attendues, ont été additionnées pour créer une proportion unique de zone étudiée (de 0 à 80 m) sous les éoliennes pour chaque combinaison parc éolien / année / saison (figure C1, boîte à moustaches 5).

Enfin, cette proportion finale de la zone étudiée a été combinée avec la proportion d'éoliennes incluses dans le suivi pour produire un facteur de correction spatiale (a) pour chaque combinaison parc éolien / année / saison :

$$\textit{Proportion pondérée de la zone inventoriée} \times \textit{proportion d'éoliennes}$$

Annexe D Influence des biais

Tableau D1. Influence des biais possibles sur les facteurs de correction

Biais possible	Explication	Source du biais	Biais introduit
Efficacité de l'observateur (p)			
Les observateurs sont au courant de l'essai	Les observateurs conscients d'être évalués chercheront plus en profondeur	- Savoir que des carcasses sont placées - Placer plusieurs carcasses le même jour; les observateurs reconnaissent la première carcasse (ou le premier leurre) et sont attentifs aux autres	↑ efficacité de l'observateur
Les carcasses d'essai (ou leurres) sont plus visibles que les vraies carcasses	Les carcasses plus visibles seront plus facilement trouvées	- Utilisation de carcasses (ou des leurres) qui ne ressemblent pas à de vraies carcasses (p. ex., de couleur plus vive, plus fraîches, plus grosses, etc.) - Utilisation de carcasses identiques (ou leurres) pour les essais (p. ex., 5 leurres identiques); une fois l'un d'eux trouvé, l'image de recherche est établie	↑ efficacité de l'observateur
Les essais ne tiennent pas compte de la visibilité due au terrain ou à la végétation	Les carcasses sont plus faciles à trouver sur un terrain ouvert (facile)	Les essais sont effectués principalement sur un seul type de terrain (p. ex., uniquement facile ou uniquement difficile), tandis que les recherches de carcasses sont effectuées sur tous les types de terrain	↑ efficacité de l'observateur (si les essais sont faciles) ↓ efficacité de l'observateur (si les essais sont difficiles)
Les essais ne tiennent pas compte de l'identité de l'observateur	L'efficacité peut varier d'un observateur à l'autre	Essais effectués avec un seul observateur (p. ex., un observateur très compétent ou un observateur très laxiste) tandis que les recherches de carcasses sont effectuées par plusieurs observateurs	↑ efficacité de l'observateur (si les essais sont effectués avec des personnes qualifiées) ↓ efficacité de l'observateur (si les essais sont effectués avec des personnes laxistes)
Facteur par lequel l'efficacité de l'observateur change avec les inventaires successifs (k)			
Le choix arbitraire de k ne correspond pas à la réalité	Aucun essai sur le terrain n'a été réalisé pour évaluer k	- En réalité, les carcasses restent disponibles pour plusieurs inventaires et sont beaucoup plus difficiles à détecter que prévu lors d'un deuxième inventaire OU - Les carcasses ne restent jamais pour plusieurs recherches et/ou la détectabilité ne change pas avec les recherches ultérieures	k est surestimé ou sous-estimé

Persistence de la carcasse ($\bar{t}$)

Les carcasses utilisées dans les essais ne sont pas représentatives des carcasses réelles	Les carcasses utilisées dans les essais sont plus grandes ou plus petites que les carcasses réelles	La taille des carcasses déterminera quels charognards sont capables de manger et de déplacer les carcasses, ainsi que la vitesse à laquelle une carcasse se décomposera	↑ persistance de la carcasse (si les carcasses d'essai sont plus grandes) ↓ persistance de la carcasse (si les carcasses d'essai sont plus petites)
Les carcasses utilisées dans les essais ne sont pas représentatives des carcasses réelles	Les carcasses utilisées dans les essais diffèrent sur le plan de l'état ou de l'appétence (goût) des carcasses réelles	Les carcasses plus ou moins attrayantes pour les charognards (p. ex., les carcasses congelées par rapport aux carcasses fraîches) affecteront la persistance	↓ persistance des carcasses (si les carcasses d'essai sont plus attractives) ↑ persistance des carcasses (si les carcasses d'essai sont moins attractives)
Spécificité temporelle et spatiale; la valeur 1 ne s'applique pas à une saison, un site, une année entière, etc.	La persistance des carcasses peut varier au sein d'un site, d'une région, d'une saison ou d'une année	- Différentes populations de charognards et de décomposeurs (p. ex., espèces migratrices, insectes présents uniquement à certains endroits ou à certaines périodes) - Visibilité différente des carcasses (p. ex., végétation du début du printemps par rapport à celle de la fin du printemps)	↑ persistance des carcasses (s'il y a très peu de charognards efficaces et/ou si les carcasses sont bien cachées pendant les essais) ↓ persistance des carcasses (s'il y a beaucoup de charognards efficaces et/ou si les carcasses sont facilement visibles lors des essais)
Modification des populations ou du comportement des charognards au cours de l'essai	Les populations de charognards augmentent pendant l'essai ou les charognards trouvent les carcasses d'essai plus efficacement que les carcasses réelles	La persistance des carcasses dépend de la population de charognards fréquentant un site. Si la présence de carcasses d'essai augmente la population de charognards ou si les charognards principaux visitent les carcasses d'essai plus rapidement que la normale, les valeurs de persistance ne seront pas représentatives des périodes sans essai.	↓ persistance de la carcasse
La description de la persistance de la carcasse ne reflète pas les données sous-jacentes	Décrire la persistance nécessite une méthode statistique avec des hypothèses associées	Une modélisation inappropriée des données de persistance peut entraîner une description erronée de la persistance dans le modèle	↑ persistance de la carcasse (si l'on utilise une moyenne et que l'on a une ou plusieurs observations censurées)⁴ ↑ persistance de la carcasse (en supposant une distribution exponentielle)

⁴ Le terme « observation censurée » désigne une carcasse pour laquelle aucun temps de persistance n'a été observé. Dans les essais de persistance de carcasse, il s'agira le plus souvent d'une carcasse encore présente le jour de la dernière visite.

Intervalle d'inventaire (I)

L'intervalle d'inventaire est <u>supérieur</u> à 4 fois la persistance moyenne des carcasses	Plusieurs cycles d'arrivée et de disparition de carcasses se produisent entre les inventaires	L'effet du retrait des carcasses lors des inventaires est faible MAIS la probabilité de ne trouver aucune carcasse est accrue lorsque la mortalité totale est faible	Différents estimateurs produiront des résultats cohérents MAIS les zéros sont un problème pour la plupart des estimateurs
L'intervalle d'inventaire est <u>inférieur</u> à 4 fois la persistance moyenne des carcasses	Peu de cycles d'arrivée et de disparition de carcasses (ou aucun) se produisent entre les inventaires	L'effet du retrait des carcasses lors des inventaires est élevé MAIS la probabilité de ne trouver aucune carcasse est réduite	Différents estimateurs produiront des résultats différents d'un facteur de 3 à 4 MAIS moins de zéros permettent d'utiliser plus d'estimateurs

Facteur de correction spatiale (a)

Les éoliennes étudiées ne sont pas représentatives de l'ensemble du parc éolien	L'ajustement de la proportion d'éoliennes étudiées suppose que la mortalité est proportionnelle au nombre d'éoliennes	La mortalité est concentrée sur une ou plusieurs éoliennes et ces éoliennes à mortalité très élevée sont soit toutes incluses dans le suivi, soit toutes exclues	Le facteur de correction spatiale reste le même mais provoque soit une sous-estimation, soit une surestimation de la mortalité
La proportion de parcelles fouillées annoncée ne correspond pas à la réalité	Basée sur la perception et non sur une mesure réelle; non rapportée pour toutes les éoliennes	Rapports biaisés, basés sur des proportions de recherches exceptionnellement élevées ou exceptionnellement faibles	↑ ou ↓ facteur de correction spatiale
La répartition des carcasses sous les éoliennes est différente de celle supposée	Plus de carcasses tombent près de l'éolienne ou plus de carcasses tombent plus loin de l'éolienne ou la répartition des carcasses n'est pas symétrique autour de l'éolienne	- Des facteurs biologiques tels que la taille, le poids et la densité des carcasses modifient la répartition - Les vents dominants ou la direction de fuite des individus sont principalement dans une seule direction	↑ correction spatiale (si la distribution supposée est faible) ↓ correction spatiale (si la distribution supposée est élevée)

Facteur de correction temporelle (v)

Les schémas temporels de mortalité sont grossièrement mal spécifiés	Une mortalité plus ou moins importante se produit à une saison donnée	Facteurs affectant la probabilité de collision ou la taille des populations tout au long de l'année (p. ex., en hiver, même si les populations d'oiseaux de proie sont plus petites, le risque de collision est plus élevé, de sorte que la proportion de mortalité annuelle est plus élevée en hiver)	Le facteur de correction temporelle reste le même mais provoque soit une sous-estimation, soit une surestimation de la mortalité
---	---	--	--

Annexe E Comparaison des estimateurs de la mortalité dans les parcs éoliens

Estimation de la mortalité des oiseaux de proie causée par les éoliennes : Méthodes et estimateurs

Tous les estimateurs disponibles à l'époque utilisaient la même stratégie générale d'estimation, basée sur un modèle simple utilisant le nombre de carcasses observées (X) comme variable aléatoire binomiale. Ce modèle dépend à la fois de la mortalité totale réelle (M) et de la probabilité de détection (g). Il est exprimé par la formule suivante :

$$X \sim \text{binomiale}(M, g)$$

Cette formulation permet d'estimer la mortalité totale ($\hat{M}$) à l'aide de l'estimateur d'Horvitz-Thompson (Horvitz et Thompson, 1952) de la manière suivante :

$$\hat{M} = \frac{X}{g}$$

Si la probabilité de détection (g) est connue sans erreur, cet estimateur est sans biais. Cependant, comme g n'est généralement pas connu, il doit être estimé ($\hat{g}$). La variabilité de la probabilité de détection (p. ex., due à la végétation, à la saison, aux taux de récupération, aux calendriers d'inventaire et aux années) signifie que les décomptes de carcasses et les estimations de $\hat{g}$ sont souvent établis pour des unités spatiales et temporelles discrètes (p. ex., par saison, année, site et/ou classe de végétation). Des estimations de la proportion de la mortalité totale attendue dans chaque unité spatiale ou temporelle ($\hat{a}_i$) sont ensuite combinées selon l'une des stratégies suivantes (Huso et coll., 2016) :

1. **Méthode 1** : Les décomptes de carcasses sont additionnés et divisés par la somme des produits de la proportion de mortalité et de la probabilité de détection :

$$\hat{M} = \frac{\sum X_i}{\sum \hat{a}_i \hat{g}_i}$$

2. **Méthode 2** : Les décomptes de carcasses sont ajustés individuellement en fonction de la probabilité de détection, puis additionnés et ajustés par une fraction globale de carcasses situées dans la zone inventoriée :

$$\hat{M} = (\sum X_i \hat{g}_i) / \hat{a}$$

Les estimateurs diffèrent principalement par la manière dont la probabilité globale de détection ($\hat{g}$) est calculée. Les principales différences concernent les hypothèses sur le processus de disparition des carcasses (persistance des carcasses) et l'efficacité des observateurs. Ces différences peuvent entraîner des variations importantes dans les estimations de g et, par conséquent, dans les estimations de la mortalité totale.

Huso et coll. (2016) fournissent une description détaillée et une comparaison des huit principaux estimateurs et des différences dans leurs approches pour calculer g .

Le choix de l'estimateur à utiliser doit tenir compte des hypothèses du tableau D1. Certains estimateurs ne s'appliquent que dans certaines conditions de terrain (p. ex., l'estimateur de Johnson/Erickson), tandis que d'autres sont plus polyvalents (p. ex., l'estimateur de Wolpert), et certains sont adaptés à des situations précises, telles que des nombres de carcasses faibles ou nuls (p. ex., l'estimateur de Dalthorp). Le choix de l'estimateur doit donc être basé sur la méthodologie de terrain et les spécificités du site.

Tableau E1. Comparaison de plusieurs hypothèses courantes dans six estimateurs de mortalité

Estimateur de mortalité	Johnson/ Erickson (2008)	Schönfeld	Huso et coll. (2015) ^a	Korner- Nievergelt et coll. (2015) ^b	Wolpert (2015)	Dalthorp et coll. (2017)
Hypothèses						
Persistance constante de la carcasse	X	X				
Efficacité constante de l'observateur	X	X				
Les carcasses non trouvées lors d'un inventaire ne restent pas plus difficiles à trouver ($k = 1$)	X	X				
Les carcasses non trouvées lors d'un inventaire ne sont jamais retrouvées ($k = 0$)			X			
Les arrivées de carcasses sont équilibrées par les retraits (intervalle d'inventaire >> persistance)	X	X				
Biais si les hypothèses ne sont pas respectées						
Sous-estimation	X	X	X	X		
Surestimation			X	X		
Erreur ou biais dans des situations particulières						
Estimation de la mortalité nulle lorsqu'aucune carcasse n'est trouvée	X	X				
Erreur importante lorsque de faibles nombres de carcasses (< 10-15) sont trouvés	X	X	X	X	X	
Augmentation de l'incertitude lorsque la probabilité de détection est faible	X	X	X	X	X	X

^a L'estimateur d'Huso (2011) a été développé en 2011, mais il a été modifié par la suite pour intégrer plusieurs changements, par exemple pour permettre la spécification de distributions de persistance des carcasses autres que la distribution exponentielle. Ce tableau présente les hypothèses de la dernière version de cet estimateur (Huso et coll., 2015).

^b L' estimateur de Korner-Nievergelt et coll. (2011) a été développé en 2011, mais il a été modifié par la suite pour intégrer plusieurs améliorations. Ce tableau présente les hypothèses de la dernière version de cet estimateur (Korner-Nievergelt et coll., 2015).

Les générations d'estimateurs

Les estimateurs disponibles en 2017 pouvaient être classés en trois générations en fonction de leur date de développement :

- **Première génération** : Les estimateurs de Johnson/Erickson (2008) et de Shoenfeld (2004) sont attrayants en raison de leur simplicité intuitive. Cependant, dans presque toutes les situations, ces estimateurs sous-estiment la mortalité, car les hypothèses sur lesquelles ils reposent sont rarement vérifiées sur le terrain. Ils doivent être évités, notamment lorsqu'aucune carcasse n'est trouvée, car cela conduira à une estimation de zéro avec une variance nulle, quelle que soit la probabilité de détection (g).

- **Deuxième génération** : Les estimateurs d'Huso et coll. (2015) et de Korner-Nievergelt et coll. (2015b) ont apporté des améliorations notables en introduisant plus de flexibilité pour gérer des variables comme la persistance des carcasses et l'efficacité des observateurs. Cependant, ces estimateurs ne produisent pas toujours des estimations précises. Par exemple, l'estimateur d'Huso et coll. (2015) peut surestimer la mortalité lorsque les intervalles d'inventaire sont courts, que les temps de persistance sont longs et que l'efficacité des observateurs est faible. De plus, les erreurs sont importantes lorsque le nombre de carcasses est faible ($< 10-15$).
- **Troisième génération** : Les estimateurs de Wolpert (2015) et de Dalthorp et coll. (2017) sont plus généraux et peuvent être utilisés dans un plus large éventail de contextes. L'estimateur de Wolpert (2015) inclut les estimateurs de Schoenfeld, Huso et coll. (2015) et de Korner-Nievergelt et coll. (2015) comme des cas particuliers (avec certains paramètres fixés par défaut). Cependant, il reste peu fiable lorsque le nombre de carcasses est faible ($< 10-15$). L'estimateur de Dalthorp et coll. (2017), quant à lui, a été spécialement conçu pour fournir des estimations fiables même si peu de carcasses sont observées, voire aucune (p. ex., pour des espèces rares ou en danger). Il permet également de spécifier des variables avec une certaine flexibilité et fournit des estimations robustes de la mortalité, même lorsqu'aucune carcasse n'est trouvée.

Tous ces estimateurs reposent sur le calcul d'une probabilité globale de détection (g). Si cette probabilité est faible, les estimations, même produites par la troisième génération d'estimateurs, seront incertaines et potentiellement erronées. Par exemple, l'estimateur de Dalthorp et coll. (2017) nécessite une probabilité de détection supérieure à 0,4 pour produire des estimations fiables et robustes face aux variations de g et aux erreurs dans la spécification du facteur de correction spatiale (a) (Huso et coll., 2015).

Pour garantir des estimations fiables et un bon niveau de confiance dans les résultats, les inventaires doivent être conçus pour maximiser la probabilité de détection.

**Annexe F Données brutes – Nombre de carcasses
d’oiseaux de proie retrouvées lors des suivis
post-construction des parcs éoliens du Québec**

Tableau F1. Nombre de carcasses d'oiseaux de proie signalées à partir des 65 suivis post-construction

Région administrative	Numéro d'identification (ID) du parc éolien	Nombre d'éoliennes dans le parc éolien	Mégawatts totaux	Année d'inventaire	Nombre de carcasses d'oiseaux de proie retrouvées
Bas-Saint-Laurent	2	12	24,6	2014	0
				2015	0
	4	75	150	2013	1
				2014	1
				2015	1
	5	73	109,5	2007	0
				2008	0
				2009	1
				2010	1
	8	85	127,5	2011	3
				2012	2
	32	12	24,6	2015	0
	66	12	23,5	2015	0
	74	11	23,5	2015	0
	79	43	101,5	2015	0
Capitale-Nationale	64	175	350	2015	0
	67	126	272	2014	0
				2015	0
	69	28	68	2015	0
Estrie	10	40	80	2013	0
				2014	0
				2015	0
	36	12	24,6	2015	0
Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine	12	67	100,5	2008	0
				2009	0
				2010	0
	19	73	109,5	2009	0
				2010	0
				2011	0
	24	9	21,15	2015	0
	25	67	100,5	2012	0
				2013	0
				2014	0

Région administrative	Numéro d'identification (ID) du parc éolien	Nombre d'éoliennes dans le parc éolien	Mégawatts totaux	Année d'inventaire	Nombre de carcasses d'oiseaux de proie retrouvées
Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine (suite)	37	60	138,6	2012	0
				2013	0
				2014	0
	38	10	23	2015	0
	44	30	54	2004	0
				2005	0
				2006	0
	45	30	54	2005	0
				2006	0
	48	39	58,5	2012	0
				2013	0
				2014	0
	49	67	100,5	2012	0
				2013	0
				2014	0
	50	33	67,8	2013	0
				2014	0
				2015	0
	99	74	111	2013	0
				2014	0
				2015	0
Chaudière-Appalaches	3	75	150	2013	1
				2014	0
				2015	0
	22	59	135,7	2014	0
				2015	0
	57	8	24	2015	0
Montérégie	7	44	101,2	2013	1
				2014	0
				2015	0
Centre-du-Québec	1	50	100	2014	1
				2015	0

Tableau F2. Carcasses d’oiseaux de proie répertoriées dans les 65 suivis de mortalité dans les parcs éoliens du Québec

Nom commun	Nom scientifique	Nombre de carcasses trouvées lors des inventaires	Période et saisons actives au Québec	Habitat privilégié	Carcasses trouvées par parc éolien ID (carcasses)
Épervier brun	<i>Accipiter striatus</i>	5	Diurne; été	Milieux forestiers	8 (4); 4 (1)
Buse à queue rousse	<i>Buteo jamaicensis</i>	4	Diurne; été	Milieux ouverts et forestiers	3 (2 + 1*); 4 (1); 7 (1)
Crécerelle d'Amérique	<i>Falco sparverius</i>	2	Diurne; été	Milieux ouverts	22 (1 + 1*); 4 (1)
Grand-duc d'Amérique	<i>Bubo virginianus</i>	1	Nocturne; toute l'année	Milieux ouverts et forestiers	8 (1)
Faucon émerillon	<i>Falco columbarius</i>	1	Diurne; été	Milieux ouverts	8 (1); 99 (1*)
Autour d'Amérique	<i>Astur atricapillus</i>	0	Diurne; toute l'année	Milieux forestiers	10 (1*)
Total		13			

* Carcasses trouvées en dehors des inventaires réguliers. Ces carcasses n'ont pas été incluses dans les calculs de mortalité.

***Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs***

Québec 