



Mortalité chez les chauves-souris, causée par les éoliennes

Revue des conséquences et des mesures
d'atténuation

ENSEMBLE  
on fait avancer le Québec

Québec 

© Gouvernement du Québec

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2017

ISBN (version imprimée) : 978-2-550-78715-0

ISBN (PDF) : 978-2-550-78716-7

Référence à citer : LEMAÎTRE, J., K. MACGREGOR, N. TESSIER, A. SIMARD, J. DESMEULES, C. POUSSART, P. DOMBROWSKI, N. DESROSIERS, 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, Québec, 26 p.

Table des matières

Remerciements	1
Résumé	2
Les chauves-souris : un enjeu de conservation	3
Mortalité chez les chauves-souris dans les parcs éoliens	6
Influence de la méthodologie sur l'estimation du taux de mortalité	8
Effets cumulatifs du nombre de morts sur les populations.....	10
Facteurs biologiques, comportementaux et environnementaux influençant le nombre de morts	10
Revue des mesures d'atténuation applicables aux éoliennes en service	13
Précisions sur la vitesse de démarrage des éoliennes.....	15
Mesures d'atténuation appliquées dans d'autres régions.....	18
Bibliographie	22

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier les collègues du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) qui ont révisé ce rapport et contribué à son amélioration : Héloïse Bastien, Francis Bouchard, Étienne Drouin, Marie-Josée Goulet, Stéphane Guérin, Jean Lapointe, Charles Maisonneuve, Mathieu McCann, Antoine Nappi et Danielle St-Pierre. Merci à Bruno Baillargeon et Nicolas Trudel, techniciens au MFFP, qui ont contribué à la saisie des données. À ce chapitre, un merci tout particulier à Émilie Trépanier, étudiante stagiaire au MFFP, qui a réalisé un travail de saisie monumental. Jordan Drapeau, ancien étudiant à la maîtrise en géosciences de l'environnement, a participé à l'analyse des données et à leur interprétation. Enfin, les analyses pour le Québec sont basées sur les rapports de suivi de la mortalité effectués par les promoteurs éoliens ou leurs consultants, en vertu des exigences établies par le gouvernement dans le cadre de la procédure d'évaluation environnementale établie par la Loi sur la qualité de l'environnement.

Résumé

La plupart des espèces de chauves-souris du Québec se trouvent en situation précaire en raison, entre autres, des menaces anthropiques qui pèsent sur les populations. Le développement éolien compte au nombre de ces menaces. Le présent document est une revue de la littérature qui vise plusieurs objectifs. D'abord, nous documentons l'ampleur et les conséquences des collisions de chauves-souris dans les parcs éoliens de l'Amérique du Nord et du Québec et nous expliquons certains biais méthodologiques qui pourraient influencer les estimations de la mortalité. Ensuite, nous identifions les facteurs qui influencent la mortalité chez les chauves-souris dans les parcs éoliens ainsi que les mesures d'atténuation testées à ce jour et qui s'avèrent efficaces pour réduire cette mortalité. Finalement, nous présentons une revue de l'application des mesures d'atténuation utilisées dans certaines régions d'Amérique du Nord.

Dans la littérature, selon les estimations, les collisions des chauves-souris avec les éoliennes se chiffrent en dizaines (voire en centaines) de milliers d'individus par année en Amérique du Nord. Par contre, il est difficile de comparer les projets éoliens entre eux, car l'estimation des taux de mortalité de la faune ailée dans les parcs éoliens est un sujet complexe qui évolue rapidement. Ces nombres sont estimés à partir de décomptes de carcasses, corrigés par une probabilité de détection globale, qui tient compte de la superficie échantillonnée, de l'efficacité de détection des observateurs et de la persistance des carcasses. En 2016, nous dénombrons pas moins de trois générations d'estimateurs qui visaient à résoudre ce problème mathématique, et ce, avec un succès mitigé. Malgré certaines incertitudes sur les estimations de la mortalité, la plupart des auteurs s'entendent sur le fait que le principal facteur influençant l'activité des chauves-souris, et par là même les collisions avec les éoliennes, est la vitesse du vent. Les chauves-souris sont plus actives durant les nuits de faible vent (moins de 6 m/s) et les taux de mortalité sont alors plus élevés.

Parmi les mesures d'atténuation étudiées, l'ajustement de la vitesse de démarrage des éoliennes est, à l'heure actuelle, la seule qui se démarque par son efficacité à réduire le nombre de chauves-souris tuées tout en proposant des coûts de mise en œuvre relativement faibles. L'augmentation du seuil de démarrage des éoliennes à 5 m/s permettait de réduire de moitié le nombre de mortalités chez les chauves-souris, alors qu'un seuil à 6,5 m/s permettait d'éliminer la plupart des collisions. Cette mesure occasionnait des pertes financières inférieures à 1 % de la production annuelle d'énergie éolienne. Malgré le consensus scientifique sur l'efficacité de cette mesure pour réduire le nombre de collisions de chauves-souris avec les éoliennes, il existe une diversité d'applications. Par exemple, le Maine et le Vermont requièrent d'augmenter la vitesse de démarrage des éoliennes dans l'ensemble de leurs parcs éoliens. Ailleurs aux États-Unis, les membres de l'American Wind Energy Association (AWEA) augmentent la vitesse de démarrage des éoliennes durant la migration automnale des chauves-souris sur une base volontaire. D'autres régions, comme l'Ontario et l'Alberta, utilisent un seuil de mortalité pour déclencher l'arrêt de certaines éoliennes.

En conclusion, le développement de l'énergie éolienne représente une menace pour les chauves-souris dont plusieurs espèces se trouvent en situation précaire. Une fois les éoliennes mises en service, les mesures d'atténuation visant l'augmentation de la vitesse de démarrage, l'arrêt ou la mise en drapeau durant les périodes critiques permettent de réduire de manière importante la mortalité chez les chauves-souris, tout en présentant des coûts de mise en œuvre relativement faibles.

Les chauves-souris : un enjeu de conservation

Le Québec compte huit espèces de chauves-souris, dont cinq sont cavernicoles et résident dans la province à l'année. Au printemps et à l'automne, elles se déplacent sur de courtes distances entre les hibernacles (grottes, cavernes, mines désaffectées, bâtiments), les sites de reproduction et les maternités. Les trois autres espèces sont migratrices et hivernent dans le sud de l'Amérique du Nord (principalement aux États-Unis et au Mexique). En 2014, trois espèces cavernicoles ont reçu d'urgence le statut d'espèces en voie de disparition en vertu de la Loi sur les espèces en péril (LEP) du Canada (L. C., 2002; ch. 29) en raison de leurs déclinés dramatiques et soudains dans l'est de leurs aires de répartition. De plus, cinq espèces sont inscrites sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (LEMV) du Québec (RLRQ, chapitre E-12.01), dont trois sont actuellement en processus de désignation.

Tableau 1. Les chauves-souris du Québec.

Nom français	Nom latin	Statut migratoire	Désignation LEMV	Désignation
				LEP
Chauve-souris nordique	<i>Myotis septentrionalis</i>	Résidente	Aucune; en processus de désignation	En voie de disparition
Chauve-souris pygmée de l'Est	<i>Myotis leibii</i>	Résidente	Susceptible	Aucune
Petite chauve-souris brune	<i>Myotis lucifugus</i>	Résidente	Aucune; en processus de désignation	En voie de disparition
Grande chauve-souris brune	<i>Eptesicus fuscus</i>	Résidente	Aucune	Aucune
Pipistrelle de l'Est	<i>Perimyotis subflavus</i>	Résidente	Susceptible; en processus de désignation	En voie de disparition
Chauve-souris argentée	<i>Lasionycteris noctivagans</i>	Migratrice	Susceptible	Aucune
Chauve-souris cendrée	<i>Lasiurus cinereus</i>	Migratrice	Susceptible	Aucune
Chauve-souris rousse	<i>Lasiurus borealis</i>	Migratrice	Susceptible; en processus de désignation	Aucune

À l'heure actuelle, la plupart des espèces de chauves-souris se trouvent dans une situation précaire en raison des menaces qui pèsent sur elles. Récemment, Environnement Canada (2015) a publié une proposition de programme de rétablissement pour la petite chauve-souris brune, la chauve-souris nordique et la pipistrelle de l'Est, trois espèces cavernicoles. Le document présente une évaluation des menaces pour ces espèces (tableau 2). La menace la plus préoccupante est une infection fongique appelée « syndrome du museau blanc » (SMB). Ce champignon provenant d'Europe est apparu sur le continent, dans l'État de New York, et se propage à une vitesse moyenne de 230 km/année (Lorch et coll., 2011). Les individus fréquentant les hibernacles infectés sont presque totalement décimés (Turner et coll., 2011). Au Québec, le SMB a été détecté pour la première fois dans la caverne Lafèche, en

Outaouais, au printemps 2010. Il s'est actuellement propagé à toute l'aire de répartition des chauves-souris au Québec à l'exception de la Côte-Nord, région où il n'a pas encore été confirmé (MFFP, données non publiées). Dans la province, les déclinés observés dans les hibernacles dépassent 90 % des individus pour la petite chauve-souris brune, la chauve-souris nordique et la pipistrelle de l'Est (Turner et coll., 2011; COSEPAC, 2013). Les chauves-souris migratrices ne semblent pas, quant à elles, touchées par le SMB.

En plus du SMB, plusieurs autres menaces pèsent sur les populations de chauves-souris (tableau 2). Les menaces dont le niveau de préoccupation est élevé sont d'origines anthropiques et correspondent à la destruction et à la dégradation des hibernacles ou des sites de maternité et de repos, aux collisions et aux barotraumatismes¹ associés aux éoliennes ainsi qu'aux préjudices intentionnels causés aux individus (Environnement Canada, 2015).

Tableau 2. Évaluation des menaces pour les populations de l'est du Canada de la petite chauve-souris brune, la chauve-souris nordique et la pipistrelle de l'Est. Adapté d'Environnement Canada (2015).

Menace	Niveau de préoccupation ¹	Étendue	Gravité ²	Certitude causale ³
Espèce ou génome exotique, envahissant ou introduit				
Syndrome du museau blanc	Très élevé	Généralisée	Élevée	Élevée
Chats domestiques retournés à l'état sauvage ou laissés en liberté	Inconnu	Localisée	Inconnue	Faible
Perte ou dégradation de l'habitat				
Destruction ou dégradation des hibernacles ou des sites de repos	Élevé	Localisée	Élevée	Élevée
Destruction, dégradation ou conversion de l'habitat d'alimentation	Moyen	Généralisée	Inconnue	Moyenne
Perturbation ou dommage				
Collision avec des éoliennes ou barotraumatisme associé aux éoliennes	Élevé	Localisée	Élevée	Élevée
Préjudices intentionnels causés aux individus	Élevé	Localisée	Élevée	Élevée
Dérangement découlant d'activités récréatives ou scientifiques	Moyen-élevé	Localisée	Élevée	Moyenne
Dérangement découlant d'activités industrielles (p. ex. : pratiques de foresterie et exploitation minière)	Moyen-faible	Localisée	Modérée	Faible
Pollution				
Mercuré	Inconnu	Généralisée (est du Canada)	Inconnue	Faible

¹ Blessure interne causée par les changements de pression à proximité des pales des éoliennes en mouvement (Cryan et Barclay, 2009).

Mortalité chez les chauves-souris, causée par les éoliennes : revue des conséquences et des mesures d'atténuation

Autres substances chimiques toxiques	Inconnu	Généralisée	Inconnue	Faible
Pollution lumineuse	Inconnu	Généralisée	Inconnue	Faible
Climat et catastrophes naturelles				
Modifications de l'habitat ou de la dynamique prédateurs-proies résultant des changements climatiques	Inconnu	Généralisée	Inconnue	Faible
Mortalité accidentelle				
Collisions avec des véhicules	Inconnu	Généralisée	Inconnue	Faible

¹Signifie que la gestion de la menace représente une préoccupation (élevée, moyenne ou faible) pour le rétablissement de l'espèce.

²Indique l'effet à l'échelle de la population (élevée : très grand effet à l'échelle de la population, modérée, faible, inconnue).

³Indique le degré de preuve connu de la menace (élevée : la preuve disponible établit un lien fort entre la menace et les pressions sur la viabilité de la population; moyenne : il existe une corrélation entre la menace et la viabilité de la population, p. ex., une opinion d'expert; faible : la menace est présumée ou plausible).

Même si l'évaluation d'Environnement Canada (2015) ne concerne que trois espèces de chauves-souris, les menaces appréhendées pour les cinq autres espèces sont similaires, et ce, à deux exceptions près. D'une part, le SMB ne toucherait que les espèces cavernicoles. D'autre part, les espèces migratrices représentent 80 % des cas de mortalité de chauves-souris dans les parcs éoliens de l'Amérique du Nord (Arnett et coll., 2008; Kunz et coll., 2007).

Il est difficile d'obtenir des estimations précises des déclin propres à chaque espèce, car la taille des populations et leur abondance sont inconnues (Environnement Canada, 2015). D'ailleurs, peu d'études ont évalué l'importance relative des menaces sur les populations de chauves-souris. Dans les régions où les populations locales de chauves-souris ont décliné de façon importante à cause du SMB, les effets négatifs des autres menaces sur la survie des individus augmentent. En effet, la mortalité d'un petit nombre d'individus résiduels (en particulier d'adultes) peut avoir des répercussions sur la survie des populations locales, sur leur rétablissement et, peut-être, sur le développement chez elles d'une résistance au champignon causant le SMB (Environnement Canada, 2015).

La vulnérabilité des chauves-souris aux menaces anthropiques s'explique notamment en raison d'un faible recrutement de jeunes dans la population : un couple ne produit qu'un ou deux jeunes par année (Barclay et Harder, 2003; Jones et coll., 2009). Le taux de survie des jeunes de l'année est également faible (de 0,23 à 0,46) (Frick et coll., 2010b) et il faut attendre de un à trois ans pour que ceux-ci atteignent leur maturité sexuelle et qu'ils produisent des jeunes à leur tour (Barclay et Harder, 2003; Jones et coll., 2009). Une étude réalisée récemment sur 16 ans au New Hampshire, avant l'apparition du SMB, a établi le taux de croissance démographique annuel de la petite chauve-souris brune à 1,008 (Frick et coll., 2010b). Chez 22 sous-populations du nord-est des États-Unis, il a été estimé que le taux de croissance de la population variait de 0,98 à 1,2 (Frick et coll., 2010a). Les taux de croissance des populations de chauves-souris nordiques et de pipistrelles de l'Est ont été estimés à 1,03 et à 1,04, respectivement (Langwig et coll., 2012). Le taux de croissance démographique prévu pour la petite chauve-souris brune dans le nord-est des États-Unis, après l'apparition du SMB, était de 0,95 (Maslo et coll., 2015). Certains auteurs craignent l'extinction localisée de populations de chauves-souris en l'absence de mesures d'atténuation visant à réduire la pression anthropique qui pèse sur elles (Barclay et Harder, 2003; Jones et coll., 2009).

Le présent document est une revue de la littérature qui a pour objectif de documenter l'ampleur et les conséquences des collisions de chauves-souris dans les parcs éoliens d'Amérique du Nord et du Québec. Il vise également à identifier les facteurs qui influencent la mortalité chez les chauves-souris

dans les parcs éoliens ainsi que les mesures d'atténuation qui s'avèrent efficaces pour réduire cette mortalité. Finalement, nous présentons une revue des mesures d'atténuation utilisées dans certaines régions d'Amérique du Nord.

Mortalité chez les chauves-souris dans les parcs éoliens

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

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

Bien qu'il existe une grande variabilité dans les nombres de morts observés, les estimations cumulatives font état de plusieurs dizaines (voire de centaines) de milliers de chauves-souris tuées annuellement par des éoliennes en Amérique du Nord. Par exemple, Arnett et Baerwald (2013) ont estimé que le nombre de chauves-souris tuées dans les parcs éoliens des États-Unis et du Canada variaient de 650 000 à 1 300 000 pour la période de 2000 à 2011. Ils projetaient des nombres additionnels de 196 000 à 396 000 chauves-souris pour l'année 2012. Pour sa part, Hayes (2013) a estimé que 600 000 chauves-souris auraient été tuées par collision aux États-Unis pour la seule année 2012, alors que Smallwood (2013) a estimé ce chiffre à 888 000 pour la même année.

Arnett et Baerwald (2013) ont compilé des estimations de mortalité pour différentes régions d'Amérique du Nord (figure 1). Ils ont estimé une mortalité annuelle moyenne de 8,30 individus/MW (intervalle de confiance à 95 % : [6,08; 10,52]) pour le nord-est du continent (Delaware, Maine, Maryland, Massachusetts, New Hampshire, New Jersey, New York, Pennsylvanie, Rhode Island, Vermont, Virginie de l'Ouest, Nouveau-Brunswick, sud de Terre-Neuve-et-Labrador, Ontario, Québec, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse). Au Canada, selon les estimations, $15,5 \pm 3,8$ (intervalle de confiance à 95 %) chauves-souris sont tuées par éolienne chaque année (Zimmerling et Francis, 2016). Il est possible de comparer ces chiffres en assumant qu'une éolienne produit en moyenne 2 MW et en divisant le taux de mortalité par éolienne par deux pour obtenir une estimation du taux de mortalité par mégawatt. Ainsi, l'étude de Zimmerling et Francis (2016) fournirait un taux de mortalité d'environ 7,75 individus/MW, ce qui est très proche de la compilation d'Arnett et Baerwald (2013).

Mortalité chez les chauves-souris, causée par les éoliennes : revue des conséquences et des mesures d'atténuation

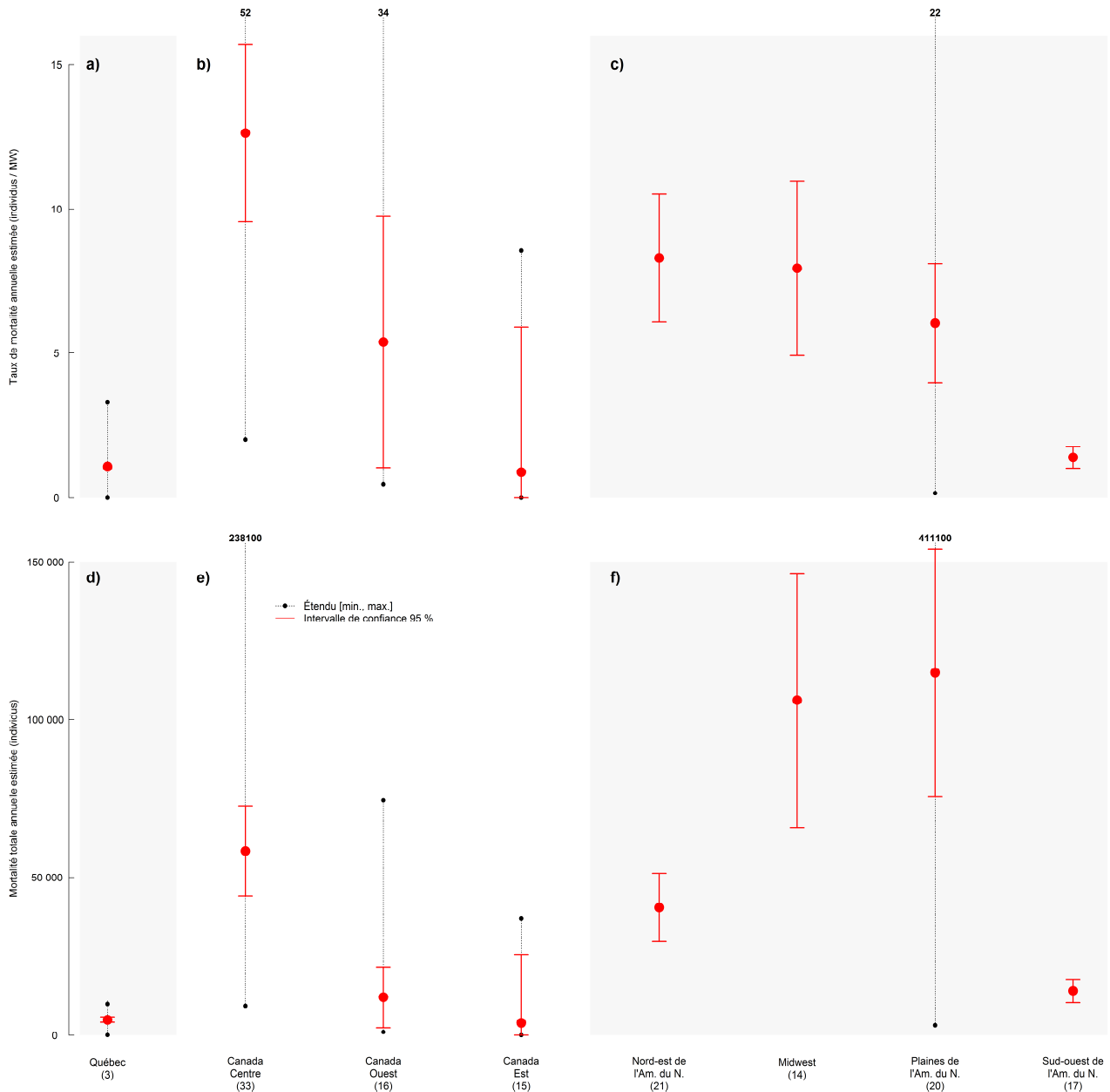


Figure 1. Taux de mortalité et nombre de morts annuels dans des parcs éoliens de différentes régions de l'Amérique du Nord. a) et d) présentent les estimations pour le Québec et sont tirés de Tremblay (2012). b) et e) présentent les estimations pour le Canada et sont tirés de Zimmerling et Francis (2016). c) et f) présentent les estimations pour l'Amérique du Nord et sont tirés d'Arnett et Baerwald (2013). Le nombre de parcs utilisé pour produire l'estimé est noté entre parenthèses pour chaque région.

Dans ces études, le Québec, qui est le deuxième marché éolien d'importance au Canada après l'Ontario et avant l'Alberta (CANWEA, 2016), est sous représenté. Zimmerling et Francis (2016) ont par exemple considéré seulement trois parcs éoliens québécois parmi 64 parcs canadiens, alors que 31 parcs provenaient de l'Ontario, 12 des Maritimes et 11 de l'Alberta. Ceci s'explique entre autres parce que les données des suivis relatifs à la mortalité ne sont pas rendues publiques au Québec, alors qu'elles peuvent l'être dans d'autres régions.

Tremblay (2012) a analysé les données de mortalité de chauves-souris dans les mêmes trois parcs éoliens québécois que Zimmerling et Francis (2016) pour la période de 2010 à 2011. Le taux de mortalité moyen (min.; max.) était de 2,14 (0; 6,57) chauves-souris par éolienne, correspondant à 1,07 (0; 3,29) chauve-souris par mégawatt. Ce taux est inférieur à la plupart des estimations présentées par Arnett et Baerwald (2013). Il se rapproche davantage de celles de Zimmerling et Francis (2016) pour l'est du Canada (figure 1). Plusieurs facteurs pourraient expliquer ce résultat. D'abord, il est probable que l'échantillon de trois parcs ne soit pas représentatif de la situation des 31 parcs québécois actuellement en service (voir Hydro-Québec, 2016, pour une mise à jour). D'ailleurs, MacGregor et Lemaître (en prép.) réalisent actuellement une synthèse québécoise de la mortalité à partir de l'ensemble des données disponibles, ce qui devrait fournir un tableau plus complet de la situation. Ensuite, il est possible que les taux de mortalité soient plus faibles dans l'est du Canada en raison de la plus petite taille des populations. Étant donné le manque de connaissances sur les tailles des populations (Environnement Canada, 2015), il est à ce jour impossible d'évaluer cette hypothèse. Toutefois, Zimmerling et Francis (2016) émettent une hypothèse qui irait dans ce sens. En effet, ils avancent que le taux de mortalité des chauves-souris serait plus élevé en Ontario à cause de la configuration du territoire. La région des Grands Lacs agirait comme un entonnoir pour les chauves-souris migratrices qui se concentreraient le long des rivages pour traverser cette région. Or, la plupart des parcs éoliens de la région sont situés à moins de 20 km des rivages. Enfin, l'estimation des taux de mortalité de la faune ailée dans les parcs éoliens est un sujet complexe qui évolue rapidement. Il n'est donc pas exclu que certains biais méthodologiques aient pu influencer les résultats, particulièrement si ce ne sont pas les mêmes formules mathématiques qui sont utilisées pour estimer ces taux.

Influence de la méthodologie sur l'estimation du taux de mortalité

Pour estimer le nombre de morts dans un parc éolien, nous comptons le nombre de carcasses trouvées aux pieds et à proximité des éoliennes, que nous corrigeons ensuite à l'aide d'une probabilité de détection globale (g). Plus g est élevé, plus le nombre de carcasses trouvées lors des suivis s'approche du nombre réel de morts dans un parc éolien et plus la correction apportée par g sera minime. En revanche, lorsque g est faible, il y a plus d'incertitude sur le nombre réel de morts dans le parc éolien et la correction est plus importante. Plusieurs facteurs de correction entrent dans le calcul de g (voir le tableau 4 pour des exemples).

De 2000 à 2016, trois générations d'estimateurs ont vu le jour. La première proposait des estimateurs simples et intuitifs. Toutefois, ceux-ci se basaient sur des conditions d'application difficilement remplies en milieu naturel. Par exemple, l'estimateur de Johnson-Erickson (Erickson et coll., 2000; Johnson et coll., 2003), préconisé par la première version du protocole de suivi de la mortalité du Québec (MRNF, 2008a), ne prenait pas en compte le fait que les carcasses trouvées lors des suivis étaient enlevées de la zone de recherche par les observateurs. En conséquence, avec des visites répétées, cet estimateur est reconnu pour sous-estimer le nombre de morts (Huso et coll., 2016).

Tableau 4. Principaux facteurs de correction utilisés pour estimer le nombre de morts dans un parc éolien.

Facteur	Description
Persistance des carcasses	Probabilité qu'une carcasse tombée au sol persiste durant une période de temps déterminée. Peut aussi être présenté comme le nombre moyen de jours durant lesquels une carcasse persiste au sol. Lorsque la persistance augmente, g^* augmente.
Efficacité de détection	Probabilité que l'observateur détecte une carcasse lorsque celle-ci est présente sur le site. Lorsque l'efficacité de détection augmente, g augmente.

Proportion de la parcelle de recherche	Il arrive que les parcelles de recherche de carcasses ne soient pas couvertes à 100 %, par exemple, en raison de la topographie ou de la présence de cours d'eau. Lorsque la proportion de la parcelle de recherche augmente, g augmente.
--	---

*Probabilité de détection globale. Voir le texte ci-dessus pour de plus amples explications.

Parmi les améliorations apportées par la deuxième génération d'estimateurs, nous notons une meilleure prise en compte des biais associés à la persistance des carcasses. Celle-ci n'est plus calculée en jours, mais plutôt comme une probabilité qu'une carcasse persiste jusqu'à la prochaine visite. Les estimateurs de Huso (2010) et de Korner-Nievergelt et coll. (2011, 2015) font partie de cette génération. La deuxième version du protocole de suivi de la mortalité du Québec (MDDEFP, 2013b) recommandait l'utilisation de l'équation de Huso (2010), accompagnée par un deuxième estimateur. À cette époque, Huso représentait l'une des meilleures méthodes disponibles. Même si les estimateurs de la deuxième génération sont applicables dans beaucoup de cas, ils sont fortement limitants : quand le décompte de carcasses est faible (approximativement moins de 15), les estimations sont biaisées.

Récemment, une troisième génération d'estimateurs, comme les estimateurs de Dalthorp (2014) et de Wolpert (Warren-Hicks et coll., 2013; Wolpert, 2015), a été développée pour généraliser le processus d'estimation afin qu'il soit applicable dans la plupart des cas. L'estimateur de Wolpert inclut les estimateurs de Johnson-Erickson, de Huso et de Korner-Nievergelt comme des cas particuliers obtenus lorsque certains paramètres sont liés à des valeurs constantes. Il est plus flexible que ceux des deux générations précédentes et permet, par exemple, de tenir compte de la variation de la persistance des carcasses ou encore de l'efficacité de la détection au cours des saisons et en fonction de leur état de décomposition. L'estimateur de Dalthorp inclut des améliorations semblables à celui de Wolpert, par contre il est conçu spécialement pour produire des estimations dans les cas où le décompte de carcasses est faible ou nul.

Alors que la troisième génération d'estimateurs annonce des avancées prometteuses pour une estimation plus fiable du nombre de morts, les données obtenues par les suivis réalisés au Québec ont, pour le moment, été analysées seulement en fonction des estimateurs des générations précédentes. Lemaître et Drapeau (2015) ont effectué une synthèse préliminaire du nombre de morts dans 12 parcs éoliens, à partir de données de 23 suivis effectués de 2009 à 2014. En tout, 8 des 23 suivis (35 %) n'ont recensé aucune mortalité. Selon les données disponibles lors de cette étude, il était impossible de savoir si ce résultat représentait la réalité ou s'il était un artefact des méthodes d'analyse (Huso et coll., 2015). Autrement dit, ces suivis n'ont pas réussi à accumuler suffisamment d'information pour produire des estimations fiables des nombres de morts en utilisant un estimateur de la deuxième génération (Huso et coll., 2015).

D'autre part, une étude expérimentale a démontré que l'intervalle de recherche était un paramètre clé : deux fois plus de carcasses étaient trouvées lorsque la fréquence des visites était quotidienne plutôt qu'hebdomadaire (Baerwald et Barclay, 2011). Korner-Nievergelt et coll. (2011) ont montré, quant à eux, que l'incertitude associée à l'estimation du taux de mortalité augmentait avec l'intervalle entre les visites. Également, l'intervalle entre les visites interagissait avec la persistance des carcasses : lorsque la persistance des carcasses était courte (3 jours) et que les intervalles de visites étaient longs (7 et 14 jours), l'incertitude sur les estimations du nombre de morts était plus élevée. Au Québec, la durée de persistance moyenne (\pm écart-type) pour l'ensemble des 23 suivis était de 5,4 \pm 3,8 jours (MFFP, données non publiées), ce qui est semblable au taux de persistance de 5,6 jours obtenu par Baerwald et Barclay (2011) en Alberta. Toutefois, la durée de persistance moyenne tendait à être plus faible pour les 8 suivis qui n'ont détecté aucune carcasse (3,4 \pm 1,9 jours) en comparaison des 15 suivis qui ont détecté au moins une carcasse (6,1 \pm 4,1 jours)². Ainsi, l'absence de mortalité rapportée dans huit des suivis pourrait être un artefact d'une faible durée de persistance des carcasses, combinée à de longs

² L'obtention de ces résultats est possible étant donné que les tests de persistance sont conduits à partir de carcasses témoins et qu'ils sont indépendants de l'inventaire des carcasses (MRNF, 2008a; MDDEFP, 2013b).

intervalles de recherche. Dans l'est du Canada (Ontario, Québec et Nouveau-Brunswick), l'intervalle entre les visites semble plus long que dans d'autres régions. Par exemple, sur les 14 parcs éoliens analysés par Smallwood (2013) dans l'est des États-Unis, 7 étaient visités quotidiennement et 5 avaient un intervalle de 2 à 3 jours entre les visites. Même si certains suivis comprenaient des visites hebdomadaires, elles étaient toujours couplées à des visites quotidiennes. En Ontario, les visites étaient bihebdomadaires (Ontario Ministry of Natural Resources, 2011), tandis qu'au Nouveau-Brunswick elles étaient bihebdomadaires ou hebdomadaires.

En résumé, il est possible que les taux de mortalité calculés pour le Québec soient inférieurs à ceux d'autres régions à cause d'une combinaison de facteurs méthodologiques, dont un grand nombre de suivis n'ayant pas réussi à accumuler suffisamment de données pour produire des estimations fiables du nombre de morts, un plus long intervalle entre les visites et une faible probabilité de persistance des carcasses. D'autres éléments de la première version du protocole de suivi (MRNF, 2008a), qui ont été corrigés dans la seconde version (MDDEFP, 2013b), auraient également pu influencer l'estimation du taux de mortalité. Par exemple, la période de suivi a été allongée de 8 à 11 semaines, le test de persistance tient maintenant compte de la taille des carcasses pour mieux représenter la durée de persistance des petites carcasses comme les chauves-souris, et la méthode de calcul du taux de mortalité a été améliorée (Huso, 2010). Néanmoins, pour obtenir des estimations robustes et fiables dans le cas de faibles nombres de morts, il est nécessaire d'augmenter la probabilité de détection globale (g) en agissant sur l'un ou l'autre des facteurs de correction (tableau 4) (Huso et coll., 2015). Par exemple, Arnett (2006) a démontré l'utilité des chiens pour augmenter l'efficacité de détection. L'augmentation de la superficie totale couverte par les suivis permettrait également d'augmenter la probabilité de détection globale. Pour cela, nous pourrions augmenter la proportion d'éoliennes suivies, la taille des parcelles ou la proportion des parcelles inventoriées.

Effets cumulatifs du nombre de morts sur les populations

À l'heure actuelle, relativement peu d'information est disponible sur les effets cumulatifs du développement éolien sur les chauves-souris. À quelques exceptions près (p. ex. : Loss et coll., 2013; Erickson et coll., 2014; Zimmerling et Francis, 2016), les recherches se sont concentrées sur l'estimation de nombres annuels de morts par éolienne, par mégawatt ou par parc. Bien que cette information soit essentielle pour comprendre le phénomène, elle ne représente qu'une partie de la problématique. Pour dégager une vision plus globale, il faut considérer les effets cumulés dans le cadre de larges échelles spatiales et temporelles. Les études doivent prendre en compte le fait que les aires de répartition des espèces de chauves-souris couvrent plusieurs régions et, bien souvent, plusieurs provinces ou états. En cumulant des données canadiennes, Zimmerling et Francis (2016) ont, par exemple, estimé qu'environ 47 400 chauves-souris (IC à 95 % : 32 100 – 62 700) étaient tuées chaque année à l'échelle du pays. Selon ces auteurs, ce nombre pourrait quadrupler en 10 ans, puisque l'énergie éolienne, qui représente environ 5 % de la demande électrique canadienne, pourrait en représenter 20 % d'ici à 2025 (CANWEA, 2015; Zimmerling et Francis, 2016). D'autre part, tel que nous l'avons mentionné précédemment, le nombre de morts direct ne représente qu'une partie de la problématique. Pour l'instant, peu d'études se sont penchées sur les effets indirects tels que la perte et la fragmentation de l'habitat ou encore les effets de barrière pour les espèces migratrices (Roscioni et coll., 2013). Dans un rapport du Programme des Nations Unies pour l'environnement, Rodrigues et coll. (2015) ont d'ailleurs souligné les effets cumulatifs comme l'une des priorités de recherche.

Facteurs biologiques, comportementaux et environnementaux influençant le nombre de morts

Au Québec, les données les plus récentes font état de 268 carcasses de chauves-souris qui ont été rapportées au cours des 65 suivis, répartis dans 31 parcs éoliens, de 2004 à 2015 (MacGregor et Lemaître, en prép.). Parmi celles-ci, 192 (72 %) appartenaient à une espèce migratrice, 54 (20 %) étaient des espèces résidentes et 22 (8 %) n'ont pu être identifiées à l'espèce. Cette répartition

correspond à ce qui est rapporté ailleurs dans la littérature (Arnett et coll., 2008; Kunz et coll., 2007). Parmi les carcasses de chauves-souris migratrices, les trois espèces fréquentant le Québec ont été observées, soit la chauve-souris cendrée (66 %), la chauve-souris argentée (25 %) et la chauve-souris rousse (9 %). Ce résultat concorde avec les données d'abondance de chauves-souris qui indiquent que la chauve-souris cendrée est l'espèce migratrice la plus commune (J. Faure Lacroix et coll., données non publiées). Pour ce qui est des carcasses de chauves-souris résidentes, elles ont été identifiées comme étant des chauves-souris nordiques, des grandes chauves-souris brunes ou des petites chauves-souris brunes. À ce jour, une seule pipistrelle de l'Est et aucune chauve-souris pygmée de l'Est ont été rapportées dans les suivis, mais elles pourraient faire partie des 22 carcasses non identifiées. En effet, la pipistrelle de l'Est représentait jusqu'à 25 % du nombre de morts dans les parcs éoliens de l'est des États-Unis (Arnett et coll., 2008).

La majorité des carcasses de chauves-souris a été observée de juin à septembre, avec une plus grande abondance pour les mois de juillet et août (figure 2). Précisons toutefois que ces données ne sont pas corrigées avec la probabilité de détection globale et que leur interprétation est sujette à caution. La majorité des études réalisées en Amérique du Nord observent un pic de mortalité de chauves-souris durant la migration automnale (Arnett et coll., 2008). Le pic plus hâtif au Québec pourrait s'expliquer par le fait que les chauves-souris sont ici à la limite nordique de leur aire de répartition. Les conditions climatiques plus rigoureuses pourraient réduire leurs activités dès le début de l'automne. Les espèces migratrices pourraient par exemple entamer leur migration automnale plus tôt que dans d'autres régions et, ainsi, être moins abondantes au Québec à cette période. Plus de données sont toutefois nécessaires pour tester cette hypothèse.

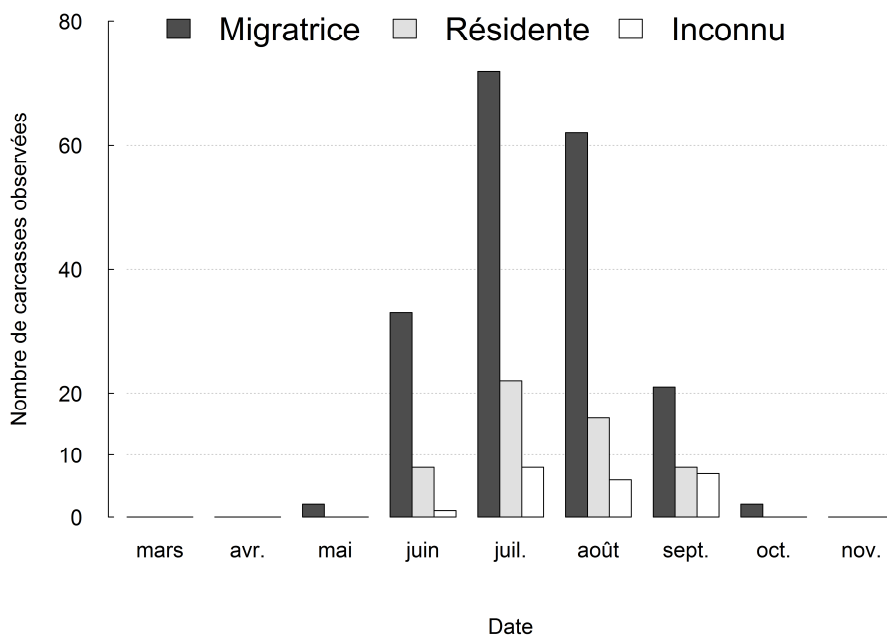


Figure 2. Répartition mensuelle des carcasses de chauves-souris observées dans les parcs éoliens du Québec en fonction de leur statut migratoire. Les données sont tirées de 65 suivis de mortalité, répartis dans 31 parcs éoliens de 2004 à 2015. La plupart des suivis couvraient la période allant de la mi-mai à la mi-octobre. Certains suivis couvraient la période allant de mars à novembre. Plusieurs suivis effectués n'ont pas couvert la période du 1^{er} au 15 août. Ainsi, la figure sous-estime probablement le nombre de carcasses observées en août.

Plusieurs auteurs ont étudié l'influence des facteurs biologiques, comportementaux et environnementaux sur l'activité et les risques de collision et de barotraumatisme des chauves-souris (tableau 5). Il en ressort que la vitesse du vent est le principal facteur influençant l'activité des chauves-souris : elles sont plus actives les nuits de faible vent, ce qui se reflète sur des taux de mortalité plus élevés dans ces conditions (Arnett et coll., 2008; Baerwald et Barclay, 2011). Ce résultat s'expliquerait par le fait qu'il serait plus facile pour elles de voler et de chasser leurs proies dans ces conditions, mais cela ne fait pas consensus (Kunz et Fenton, 2003).

Tableau 5. Résumé des hypothèses relatives aux facteurs biologiques, comportementaux et environnementaux qui influencent le risque de collision des chauves-souris avec les éoliennes (adapté de Koppel et coll., 2014; Schuster et coll., 2015).

Facteur	Effet	Détails
Risques associés aux facteurs biologiques et comportementaux		
Abondance	Faible à modéré	Tout autre facteur étant égal, nous devrions nous attendre à ce que le nombre de collisions augmente en fonction de l'abondance des chauves-souris dans un parc éolien (Cryan et Barclay, 2009). Si les collisions surviennent aléatoirement, alors il y aura plus de collisions des espèces abondantes que des espèces rares (Huso et coll., 2015).
Statut migratoire	Élevé	En Amérique du Nord, 80 % des collisions concernent les chauves-souris migratrices (Kunz et coll., 2007; Arnett et coll., 2008; Cryan, 2008; Horn et coll., 2008). Au Québec, 72 % des chauves-souris rapportées sont des espèces migratrices. À l'heure actuelle, la mécanique comportementale sous-jacente à ces observations est incertaine. Autrement dit, nous ne savons pas si c'est le comportement de migration qui rend ces espèces plus susceptibles aux collisions ou si d'autres facteurs sont en jeu. Par exemple, les espèces migratrices pourraient avoir des comportements de sélection d'habitats plus semblables entre elles qu'avec les espèces résidentes. Ainsi, leur comportement de sélection d'habitats pourrait être à l'origine du phénomène, plutôt que leur statut migratoire. Également, depuis l'infection au SMB, les espèces migratrices sont plus nombreuses que les espèces résidentes au Québec. On pourrait observer plus de chauves-souris migratrices dans les suivis simplement parce qu'elles sont plus abondantes (voir « Abondance »).
Sélection de l'habitat	Incertain	Le comportement de sélection de l'habitat de l'espèce pourrait influencer le risque de collision. Par exemple, en Europe, les espèces plus à risque d'entrer en collision avec des éoliennes sont celles qui sélectionnent les milieux ouverts pour la recherche de nourriture (Rydell et coll., 2010a).
Comportements à haut risque	Élevé	Des comportements comme la reproduction, l'essaimage ou la recherche de nourriture peuvent impliquer des passages répétés autour des éoliennes et augmenter le risque de collision (Cryan et Brown, 2007; Arnett et coll., 2008; Rydell et coll., 2010a; Roeleke et coll., 2016).
Disponibilité de proie augmentée	Incertain	Quelques études ont démontré que le nombre d'insectes évoluant autour des éoliennes est influencé par leur emplacement et leur aménagement (p. ex. : création d'une ouverture en milieu forestier, feu de signalisation aérienne, routes, couleur de l'éolienne et courants d'air créés par le mouvement des pales) (Horn et coll., 2008; Rydell et coll., 2010b)

Risques associés aux facteurs environnementaux		
Vitesse du vent	Élevé	Le principal facteur influençant l'activité des chauves-souris est la vitesse du vent. Les chauves-souris sont plus actives les nuits de faible vent (sous le seuil de 6 m/s) et les taux de mortalité sont également plus élevés (Arnett et coll., 2008; Arnett et coll., 2011; Baerwald et Barclay, 2011).
Saison	Élevé	Plusieurs études montrent un pic de collision à la fin de l'été et au début de l'automne, qui coïncide avec la saison de migration des chauves-souris (Arnett et coll., 2008; Baerwald et Barclay, 2009). Un pic de moindre importance de mortalité durant la migration de printemps a été observé pour certaines espèces dans quelques parcs (Arnett et coll., 2008). Au Québec, le pic de collision semble survenir entre juillet et août (figure 2).
Période de la nuit	Modéré	Le niveau d'activité des chauves-souris n'est pas réparti également dans la nuit. Plusieurs études montrent qu'il y a un pic de collision au coucher du soleil et durant les quelques heures qui le suivent (Cryan et Brown, 2007; Rydell et coll., 2010b). Il y aurait également un pic d'activité autour du lever du soleil (Arnett et coll., 2006).
Conditions météorologiques	Faible à modéré	Baerwald et Barclay (2011) ont effectué une revue des études portant sur l'activité des chauves-souris en fonction des conditions météorologiques (température, cellules orageuses et pluie, pression barométrique, etc.) et du cycle lunaire. Bien que certaines études indiquent une influence de la température (p. ex. : Weller et Baldwin, 2012) ou du passage d'une dépression dans l'activité des chauves-souris, les résultats sont souvent propres à l'espèce, à l'endroit et à l'année d'étude. En conséquence, il n'existe pas encore de consensus sur une corrélation démontrée quant aux effets des conditions météorologiques sur l'activité des chauves-souris. Plusieurs de ces facteurs varient toutefois avec la vitesse du vent.
Caractéristiques de l'éolienne	Incertain	Les effets de la hauteur et de la surface de balayage des éoliennes restent incertains en raison d'études contradictoires (Baerwald et Barclay, 2009; Loss et coll., 2013; Strickland et coll., 2011). Rydell (2010b) suggère que les éoliennes de plus de 150 m sont assez hautes pour pénétrer dans l'espace aérien utilisé par les insectes migrants et que ces insectes attirent des chauves-souris. Cette hypothèse n'a pas encore été vérifiée.
Paysage	Faible	Il ne semble pas y avoir de différences significatives quant au nombre de morts en fonction du type de paysage entourant les parcs d'éoliennes (p. ex. : agricole, forestier, agroforestier) (revue dans Arnett et coll., 2008), mais les connaissances demeurent limitées.
Région (est vs ouest du continent)	Faible à modéré	Il semble y avoir une plus grande variation de mortalité au sein des régions plutôt qu'entre elles (American Wind Wildlife Institute, 2014; Arnett et coll., 2013).

Revue des mesures d'atténuation applicables aux éoliennes en service

Les actions de conservation de la faune sont généralement mises en place selon une hiérarchie d'intervention. En premier lieu, les projets de développement doivent tenter d'éviter les répercussions sur la faune. Si l'évitement s'avère impossible, ils doivent alors tenter de les minimiser. Enfin, si cela

s'avère également impossible, des mesures de compensation doivent être évaluées. Au Québec, cette hiérarchie d'intervention est encadrée par les Lignes directrices pour la conservation des habitats fauniques (MFFP, 2015).

Le protocole d'inventaire des chiroptères dans le cadre de projets éoliens (MRNF, 2008b) s'inscrit dans le premier niveau d'intervention et permet d'obtenir de l'information sur l'utilisation du site par les chauves-souris avant la phase de construction. S'il est démontré que le parc éolien projeté couvre des aires de concentration de chiroptères (p. ex. : maternités, couloirs de migration), des mesures d'évitement pouvant aller jusqu'à l'exclusion des éoliennes peuvent être mises en place (MRNF, 2008b). D'autre part, considérant l'importance des hibernacles pour les espèces résidentes, une zone de protection de 1 km est instaurée autour de ceux qui sont connus (MRNF, 2008b). Dans la littérature scientifique, l'effet des mesures d'évitement s'avère généralement faible ou modéré (Arnett et coll., 2013b; Arnett et May, 2016; tableau 6). En effet, étant donné le manque de connaissances sur l'état des populations et la difficulté à les inventorier, notre capacité à prédire les emplacements de haute importance pour les chauves-souris demeure limitée. Par exemple, si un hibernacle est occupé mais inconnu, aucune mesure de protection ne lui sera associée.

Tableau 6. Efficacité des mesures d'évitement et d'atténuation pour réduire le nombre de morts chez les chauves-souris, engendrée par le développement éolien (adapté d'Arnett et May, 2016; Arnett et coll., 2013b)

Mesure d'atténuation	Efficacité	Réduction de mortalité (%)	Spécifications
Mesures d'évitement			
Sélection du site d'exploitation	Modérée	Pas d'estimation	Dépend de la qualité de l'information disponible (p. ex. : inventaires préconstruction, données sur les hibernacles). Peut être efficace à des échelles spatiales étendues.
Micropositionnement des éoliennes	Faible	Pas d'estimation	Très difficile à mettre en œuvre. Information très limitée à cette échelle spatiale pour évaluer l'efficacité sur les populations, les espèces et leur utilisation de l'habitat.
Mesures d'atténuation			
Augmentation de la vitesse de démarrage des éoliennes*	Élevée	36 à 82 %	Prouvé efficace pour toutes les espèces de chauves-souris
Dissuasion acoustique (émission d'ultrasons)	Modérée	ND**	Efficacité variable en fonction de l'espèce et du site
Dissuasion visuelle (éclairage des éoliennes, peinture ultraviolette (UV) sur les pales)	Faible à Modérée	ND	Efficacité variable en fonction de l'espèce et du site

*En dessous d'une vitesse de rotation déterminée, l'éolienne est stoppée. Pour cela, nous pouvons utiliser l'un des systèmes de freinage de l'appareil (p. ex. : mécanique, électrique ou hydraulique) ou effectuer une mise en drapeau, qui consiste à placer les pales parallèles au vent. Ce faisant, la prise au vent est très faible et la vitesse de rotation de l'éolienne est nulle ou presque nulle.

**Données non disponibles.

Malgré la mise en œuvre des mesures de premier niveau, des morts peuvent survenir. Les protocoles de suivi de la mortalité du Québec (MRNF, 2008a; MDDEFP, 2013b) s'inscrivent dans le second niveau de la hiérarchie et visent à documenter les effets du développement éolien sur la faune ailée. Plusieurs mesures d'atténuation ont été testées pour tenter de réduire les collisions et les barotraumatismes des chauves-souris avec les éoliennes (Arnett et coll., 2013b; Arnett et May, 2016). À l'heure actuelle, une mesure se démarque par son efficacité (tableau 6). Comme les chauves-souris sont plus actives les nuits de faible vent, il ressort que limiter le fonctionnement des éoliennes durant ces périodes réduit de manière importante le nombre de morts. Pour ce faire, nous pouvons soit arrêter complètement les éoliennes durant les périodes critiques, soit augmenter le seuil de démarrage des éoliennes (c'est-à-dire la vitesse minimale à laquelle l'éolienne peut commencer à tourner et à générer de l'électricité).

Des expériences sur l'éclairage des éoliennes (Kerlinger et coll., 2010) et l'application de peinture UV sur les pales (Young et coll., 2003) n'ont pas permis de démontrer l'efficacité de ces techniques pour réduire les taux de mortalité (tableau 6). D'autre part, des études récentes suggèrent que l'émission d'ultrasons pourrait réduire le nombre de cas de mortalité de chauves-souris en les dissuadant d'approcher de la source sonore (Arnett et coll., 2013a; tableau 6). À l'heure actuelle toutefois, plus de recherches sont nécessaires, car le signal semble s'atténuer rapidement avec la distance et être influencé par le taux d'humidité et donc efficace seulement sous certaines conditions environnementales (Arnett et coll., 2013b).

Précisions sur la vitesse de démarrage des éoliennes

Dans une étude expérimentale menée en Pennsylvanie pendant deux années successives, Arnett et coll. (2010) ont démontré que l'augmentation du seuil de démarrage des éoliennes permettait de réduire le nombre de morts chez les chauves-souris de 82 % la première année et de 72 % la deuxième année. Il n'y avait pas de différence entre les deux seuils de démarrage testés (5,0 m/s et 6,5 m/s). Autrement dit, les bénéfices sur la réduction du nombre de morts existaient déjà avec un seuil de démarrage fixé à 5,0 m/s. Toutefois, nous remarquons que la réduction du nombre de morts tend à s'accroître avec l'augmentation de la vitesse de démarrage (figure 3). Ces résultats concordent avec une synthèse des patrons de mortalité des chauves-souris dans 19 parcs éoliens des États-Unis et du Canada, qui indique que la plupart des collisions survenait lorsque la vitesse du vent était inférieure à 6 m/s (Arnett et coll., 2008).

Une autre synthèse portant sur une dizaine de parcs éoliens a montré qu'il y avait une réduction d'au moins 50 % du nombre de morts chez les chauves-souris lorsque la vitesse de démarrage des éoliennes était augmentée de 1,5 m/s au-dessus de la vitesse de démarrage recommandée par le fabricant, qui était de 3 à 4 m/s (Arnett et coll., 2013). Cette même synthèse a aussi noté que la mise en drapeau en dessous de la vitesse de démarrage engendrait une réduction de 72 % des morts. Ainsi, l'augmentation de la vitesse de démarrage des éoliennes et la mise en drapeau réduisaient efficacement le nombre de morts chez les chauves-souris.

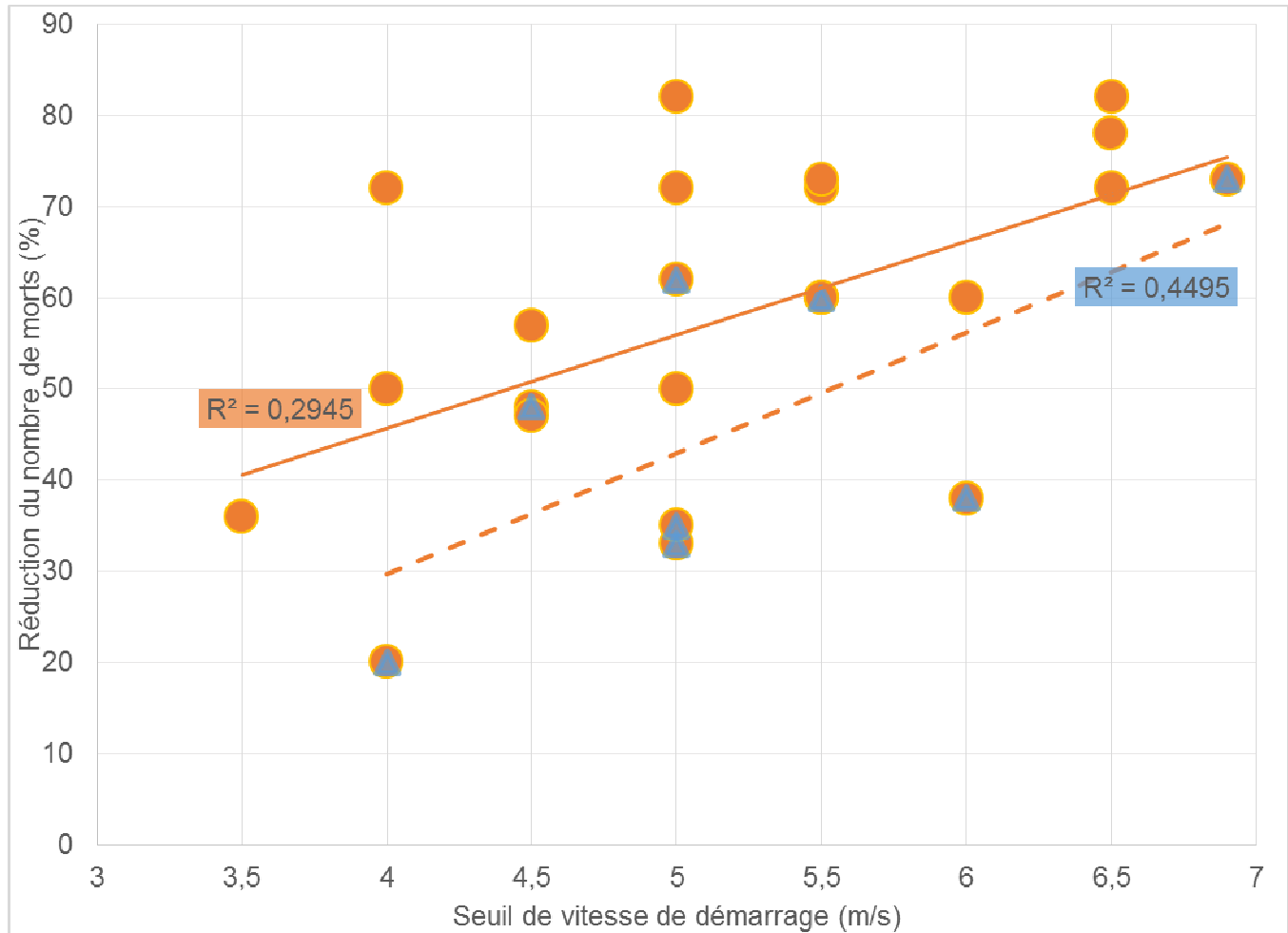


Figure 3. Réduction du nombre de morts chez les chauves-souris en fonction du seuil de vitesse de démarrage des éoliennes (adapté d'Arnett et coll., 2013b). Les points orange et la ligne pleine représentent l'ensemble des données utilisées, alors que les points bleus et la ligne pointillée représentent uniquement les données significatives.

Un autre avantage de cette mesure d'atténuation est son coût de mise en œuvre relativement faible. D'abord, la mesure s'applique uniquement lors des périodes d'activité des chauves-souris qui s'étendent, au Québec, du début juin à la mi-octobre. De plus, la mesure s'applique seulement la nuit, puisque les chauves-souris ne sont pas actives le jour. En outre, ces périodes de faible vent génèrent moins d'électricité et, conséquemment, moins de revenus que les périodes plus venteuses. Bien que peu d'études aient rendu publiques les pertes financières engendrées par cette mesure, celles qui l'ont fait indiquaient qu'elles étaient inférieures à 1 % de la production annuelle, et ce, en incluant les pertes énergétiques et le coût de la main-d'œuvre pour mettre en place et gérer le processus (Arnett et coll., 2013b; tableau 7). Ces mesures pourraient également avoir l'avantage d'étendre la durée de vie des éoliennes (Baerwald et coll., 2009). Au Québec, près de 85 % des éoliennes actuellement en service ont une vitesse de démarrage de 3 à 4 m/s (MFFP, données non publiées). Les autres modèles peuvent démarrer à des vitesses aussi basses que 2,0 ou 2,5 m/s. Toutefois, leur vitesse optimale d'exploitation varie de 12 à 16 m/s, soit bien au-dessus de la vitesse de démarrage la plus efficace pour réduire le nombre de morts chez les chauves-souris.

Tableau 7. Réduction du nombre de morts chez les chauves-souris et estimation de la perte financière en fonction de l'ajustement de la vitesse de démarrage des éoliennes et de la mise en drapeau des pales pour des parcs éoliens d'Amérique du Nord (adapté d'Arnett et coll., 2013b).

Région	Vitesse de démarrage du constructeur (m/s)	Vitesse de démarrage utilisée (m/s)	Mise en drapeau	Réduction moyenne du nombre de morts	Perte de production*	Paysage
Alberta	4,0	4,0	Oui	57 %	nd	Agricole
		5,5 (24 h par jour)	Non	60 %	200 à 267 \$/éolienne/mois	
Ontario	4,0	4,5	Non	48 % (ns)	nd	Pâturage, culture, prairie
		5,5	Non	60 % (ns)		
Pennsylvanie 2008	3,5	5,0	Non	82 % (ns)	0,3 %	Forêt feuillue, prairie
		6,5			1,0 %	
Pennsylvanie 2009	3,5	5,0	Non	72 % (ns)	nd	
		6,5				
Indiana 2010	3,5	5,0	Non	50 %	nd	Agricole (soya, maïs)
		6,5	Non	78 %		
Indiana 2011	3,5	3,5	Oui	36 %		
		4,5	Oui	57 %		
		5,5	Oui	73 %		
Vermont	4,0	6,0	Non	60 %	nd	Forêt feuillue
Midwest	3,5	4,5	Non	47 %	0,2 %	Agricole (soya, maïs)
		5,5	Non	72 %	0,8 %	
Pacific Southwest	3,0	4,0 (pendant 4 h après le coucher du soleil)	Non	20 % (ns)	nd	Brousse d'armoise / pré salé
		5,0 (pendant 4 h après le coucher du soleil)	Non	35 % (ns)		
		5,0 (pendant toute la nuit)	Non	33 % (ns)		
		6,0 (pendant 4 h après le coucher du soleil)	Non	38 % (ns)		
West Virginia (Mount Storm) 2010	4,0	4,0	Oui; pendant 5hr après coucher du soleil	72 %	nd	Forêt feuillue

		4,0	Oui; pendant 5 h avant le lever du soleil	50 % (soirs avec pas de traitement exclus)		
West Virginia (Mount Storm) 2011	4,0	4,0	Oui	ns; mais très peu de morts; total comparé à 2010 et beaucoup de nuits avec vitesse de vent > 6 m/s	nd	Forêt feuillue
West Virginia (Beech Ridge)	3,5	6,9	Oui	73 % (ns; comparé à la moyenne pour d'autres parcs ; pas de traitement témoin)	nd	Forêt feuillue
Maryland 2012	4,0	5,0	Oui (rpm de 2)	62 % (ns; comparé à 2011 quand les pales n'étaient pas en drapeau)	nd	Forêt feuillue, crête montagneuse, champs de foin

nd : données non disponibles; ns : pas de différence significative entre les traitements; * : les % sont calculés en fonction du revenu total annuel.

Mesures d'atténuation appliquées dans d'autres régions

Bien qu'il semble y avoir un consensus sur l'efficacité de l'ajustement du seuil de démarrage des éoliennes pour réduire le nombre de morts chez les chauves-souris, il existe une diversité d'applications. Dans certaines régions, les modalités d'application des mesures d'atténuation sont très précises, alors qu'elles sont plus vagues dans d'autres (tableau 8). Cette diversité pourrait s'expliquer par un manque de connaissances sur les populations de chauves-souris. En effet, même si les mesures d'atténuation s'avèrent efficaces pour réduire le nombre de morts dans les parcs éoliens, l'effet de ces réductions sur les populations est encore inconnu. Autrement dit, nous ne savons pas si la réduction du nombre de morts engendrée par les mesures d'atténuation est suffisante pour éviter ou limiter le déclin des populations (Arnett et Baerwald, 2013). Idéalement, l'application des mesures d'atténuation devrait être associée à un seuil de mortalité ayant une signification biologique, qui serait basé sur les tailles de populations et qui tiendrait compte de la mortalité cumulative. Il est néanmoins très complexe d'estimer l'abondance absolue des chauves-souris et il serait irréaliste de penser obtenir des estimations des populations précises à court ou moyen terme.

En l'absence d'un seuil biologique, certaines régions, comme le Maine (MDIFW, 2014) et le Vermont (Scott Darling, Vermont Fish and Wildlife Department, communication personnelle), appliquent un principe de précaution et demandent aux promoteurs éoliens d'augmenter la vitesse de démarrage des éoliennes dans l'ensemble des parcs éoliens afin de réduire le nombre de morts chez les chauves-souris (tableau 8).

D'autres régions, comme l'Ontario (Ontario Ministry of Natural Resources, 2011) et l'Alberta (Alberta Government, 2013), utilisent un seuil de mortalité pour justifier l'arrêt de certaines éoliennes pendant des périodes précises. Soulignons que ce seuil n'a pas de signification biologique, car il n'est pas basé sur les tailles de populations, mais plutôt sur une comparaison des taux de mortalité obtenus aux différents parcs de la province. Ainsi, les parcs qui obtiennent des taux supérieurs à la moyenne doivent appliquer la mesure d'atténuation, tandis que ceux qui obtiennent des taux inférieurs à la moyenne n'ont pas à l'appliquer. Cette façon de faire permet de limiter le nombre de morts là où elles sont les plus nombreuses. Or, sans connaître les tailles de populations, il n'est pas possible de savoir si la mesure d'atténuation permet de maintenir des populations viables de chauves-souris. De la même façon, il n'est pas certain que l'absence d'une mesure d'atténuation dans les parcs ayant un seuil en dessous de celui fixé par les autorités permettra de maintenir les niveaux de population des chauves-souris. L'acquisition de connaissances sur les populations de chauves-souris demeure donc une priorité pour évaluer les répercussions biologiques (Arnett et Baerwald, 2013).

Aux États-Unis, l'AWEA a annoncé, le 3 septembre 2015, que 17 de ses sociétés membres utiliseraient, volontairement, de meilleures pratiques de gestion en réduisant de 1 à 3 révolutions par minute la vitesse des éoliennes durant la migration automnale des chauves-souris; l'AWEA compte ainsi réduire le nombre de morts chez les chauves-souris d'au moins 30 % (AWEA, 2015). Au Canada, depuis l'ajout en 2014 de trois espèces de chauves-souris par le Gouvernement du Canada à la Liste des espèces en péril au Canada, les exploitants d'éoliennes situés sur un territoire domanial relevant du ministre d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) ou de l'Agence Parcs Canada doivent se conformer aux interdictions générales de la Loi sur les espèces en péril, y compris celle de tuer ou de nuire aux individus des trois espèces de chauves-souris. Environnement et Changement climatique Canada prône l'utilisation de pratiques de gestion bénéfiques pouvant contribuer à la protection des chauves-souris, y compris l'arrêt des éoliennes lors de périodes critiques, l'augmentation de la vitesse de démarrage et la mise en drapeau (http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/virtual_sara/files/gen_info/fs_eolienne_windenergy_chs_v03_0215_f.pdf).

En conclusion, le développement de l'énergie éolienne représente une menace pour les chauves-souris, dont plusieurs espèces se trouvent en situation précaire. Une fois les éoliennes en service, les mesures d'atténuation visant l'arrêt, la mise en drapeau ou l'augmentation de la vitesse de démarrage des éoliennes durant les périodes critiques permettent de réduire de manière importante le nombre de morts chez les chauves-souris, tout en présentant des coûts de mise en œuvre relativement faibles. Plusieurs régions d'Amérique du Nord utilisent déjà certaines de ces mesures d'atténuation.

Mortalité chez les chauves-souris, causée par les éoliennes : revue des conséquences et des mesures d'atténuation

Tableau 8. Mesures d'atténuation mises en place dans certaines régions de l'Amérique du Nord.

Région	Mesure	Période	Secteur	Détails	Référence
Alberta	<ul style="list-style-type: none"> - Seuil de démarrage à 5,5 m/sec. - Mise en drapeau. 	<ul style="list-style-type: none"> - 1^{er} août au 10 septembre - Peut être adapté en fonction des parcs pour correspondre aux pics régionaux de migration. - Nuit : De 30 min après le coucher jusqu'à 30 min après le lever du soleil 	<ul style="list-style-type: none"> - Parc éolien - Grappe d'éoliennes si les morts sont groupées dans un secteur 	<ul style="list-style-type: none"> - Si les taux de mortalité ne diminuent pas avec l'application des mesures, l'arrêt complet des éoliennes peut être appliqué pendant la période. 	(Alberta Government, 2013)
Maine	<ul style="list-style-type: none"> - Seuil de démarrage à 6,0 m/sec. - Mise en drapeau. 	<ul style="list-style-type: none"> - 20 avril au 15 octobre - Nuit : Au moins 30 min avant le coucher jusqu'à au moins 30 min après le lever du soleil 	<ul style="list-style-type: none"> - Ensemble des parcs éoliens de l'État (à moins d'avis contraire) 	<ul style="list-style-type: none"> - Vitesse moyenne mesurée à la hauteur du moyeu pendant 10 minutes. - La méthodologie des études recommandées peut varier en fonction de l'emplacement du projet. - Des études supplémentaires ou des préoccupations fauniques peuvent être considérées en fonction de la localisation du projet. 	(MDIFW, 2014)
Nouveau-Brunswick	<ul style="list-style-type: none"> - Arrêt opérationnel sélectif des éoliennes 	<ul style="list-style-type: none"> - Pendant les périodes de forte activité et de concentration des chauves-souris ou selon les conditions atmosphériques (vent faible). 	<ul style="list-style-type: none"> - Localisé par éolienne 	<ul style="list-style-type: none"> - Mesures appliquées si les taux de mortalité sont élevés par rapport à d'autres suivis effectués en Amérique du Nord ou imprévus. - Appliqué sous certaines conditions météorologiques. - Quand le taux de mortalité ne peut être atténué par d'autres moyens ou d'autres mesures. - D'autres efforts de surveillance ou études peuvent être nécessaires si les mesures postconstruction sont inefficaces. 	(New Brunswick Fish and Wildlife Branch, 2011)
Ontario	<ul style="list-style-type: none"> - Seuil de démarrage à 5,5 m/sec, lorsque le taux de mortalité dépasse 10 chauves- 	<ul style="list-style-type: none"> - 15 juillet au 30 septembre - Nuit : Du coucher au lever du soleil 	<ul style="list-style-type: none"> - Tout le parc ou en grappe d'éoliennes 	<ul style="list-style-type: none"> - Vitesse mesurée à la hauteur du moyeu. - Pour toute la durée d'exploitation du parc éolien. 	(Ontario Ministry of Natural Resources, 2011)

Mortalité chez les chauves-souris, causée par les éoliennes : revue des conséquences et des mesures d'atténuation

	<p>souris/éolienne/an</p> <ul style="list-style-type: none"> - Mise en drapeau lorsque la vitesse du vent est < 5,5 m/sec. 			<ul style="list-style-type: none"> - À un site particulier : <ul style="list-style-type: none"> ▪ la période d'application des mesures pourrait varier en fonction de celle où le taux de mortalité est le plus élevé; ▪ le maintien des mesures pendant un minimum de 10 semaines. - Lorsque les mesures d'atténuation sont appliquées, un suivi supplémentaire de trois ans est requis. 	
Pennsylvanie	<p>Ajustement du seuil de démarrage en fonction de la catégorie de « risque » initial désigné pour le projet.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Risque élevé : seuil de démarrage varie de 5,0 à 5,5 m/s en fonction des mois couvrant la période. - Risque faible : seuil de démarrage à 5,0 m/s 	<ul style="list-style-type: none"> - Risque élevé : 1^{er} avril au 15 novembre, 30 min avant le coucher du soleil jusqu'à 30 min après le lever du soleil. - Risque faible : 1^{er} juillet au 30 septembre, 30 min avant le coucher du soleil et pendant les 5 h subséquentes. 	Ensemble du parc	<ul style="list-style-type: none"> - Les mesures sont mises en œuvre lorsque la mortalité est > 4 chauves-souris/1 000 m²/année. - Mesures mises en place lorsque température > 10 °C 	(Pennsylvania Game Commission, 2013)
Vermont	<ul style="list-style-type: none"> - Seuil de démarrage à 6,0 m/sec. 	<ul style="list-style-type: none"> - Du 1^{er} juin au 20 septembre 			Scott Darling, Vermont Fish and Wildlife Department, communication personnelle

Note : Ce tableau a été préparé à partir de données recueillies en 2015 et 2016.

Bibliographie

- ALBERTA GOVERNMENT (2013). *Bat Mitigation Framework for Wind Power Development*, Alberta Environment and Sustainable Resource Development (ESRD) – Wildlife Branch, Edmonton, Alberta.
- AMERICAN WIND WILDLIFE INSTITUTE (AWWI) (2014). *Wind Turbine Interactions with Wildlife and their Habitats: a Summary of Research Results and Priority Questions*, American Wind Wildlife Institute, Washington, DC.
- ARNETT, E. B. (2006). "A preliminary evaluation on the use of dogs to recover bat fatalities at wind energy facilities", *Wildlife Society Bulletin*, 34: 1440-1445.
- ARNETT, E. B. et E. F. BAERWALD (2013). "Impacts of wind energy development on bats: implications for conservation", p. 435-456, dans R. A. Adams et S. C. Pedersen, editors, *Bat Evolution, Ecology, and Conservation*, Springer Science Business Media, New York, NY.
- ARNETT, E. B., W. K. BROWN, W. P. ERICKSON, J. K. FIEDLER, B. L. HAMILTON, T. H. HENRY, A. JAIN, G. D. JOHNSON, J. KERNS, R. R. KOFORD, C. P. NICHOLSON, T. J. O'CONNELL, M. D. PIORKOWSKI et R. D. TANKERSLEY Jr. (2008). "Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America", *Journal of Wildlife Management*, 72: 61-78.
- ARNETT, E. B., C. D. HEIN, M. R. SCHIRMACHER, M. M. P. HUSO et J. M. SZEWCZAK (2013a). "Evaluating the effectiveness of an ultrasonic acoustic deterrent for reducing bat fatalities at wind turbines", *PLoS ONE*, 8: 1-11.
- ARNETT, E. B., M. M. P. HUSO, M. R. SCHIRMACHER et J. P. HAYES (2010). "Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 209-214.
- ARNETT, E. B., G. D. JOHNSON, W. P. ERICKSON et C. D. HEIN (2013b). *A Synthesis of Operational Mitigation Studies to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America*, A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory, Bat Conservation International, Austin, TX.
- ARNETT, E. B. et R. F. MAY (2016). "Mitigating wind energy impacts on wildlife: approaches for multiple taxa", *Human-Wildlife Interactions*, 10.
- AWEA (2015). *Wind energy industry announces new voluntary practices to reduce overall impacts on bats by 30 percent* [<http://www.awea.org/MediaCenter/pressrelease.aspx?ItemNumber=7833>].
- BAERWALD, E. F. et R. M. R. BARCLAY (2009). "Geographic variation in activity and fatality of migratory bats at wind energy facilities", *Journal of Mammalogy*, 90: 1341-1349.
- BAERWALD, E. F. et R. M. R. BARCLAY (2011). "Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada", *Journal of Wildlife Management*, 75: 1103-1114.
- 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.

- BARCLAY, R. M. R. et L. D. HARDER (2003). "Life Histories of Bats: Life in the Slow Lane", p. 209-253, dans T. H. Kunz et M. B. Fenton, editors, *Bat Ecology*, University of Chicago Press, Chicago.
- CANWEA (2015). *Wind Vision 2015: Powering Canada's Future*, CANWEA, Ottawa, Ontario.
- CANWEA (2016). *Quebec: The development of wind power: a winning strategy for Quebec and its regions* [<http://canwea.ca/wind-energy/quebec/>].
- COSEPAC (2013). *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la petite chauve-souris brune (Myotis lucifugus), la chauve-souris nordique (Myotis septentrionalis) et la pipistrelle de l'Est (Perimyotis subflavus) au Canada*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, Ontario.
- CRYAN, P. M. et R. M. R. BARCLAY (2009). "Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions", *Journal of Mammalogy*, 90: 1330-1340.
- CRYAN, P. M. et A. C. BROWN (2007). "Migration of bats past a remote island offers clues toward the problem of bat fatalities at wind turbines", *Biological Conservation*, 139: 1-11.
- DALTHORP, D., M. HUSO, D. DAIL et J. KENYON (2014). *Evidence of Absence Software User Guide Data Series 881*.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2015). *Programme de rétablissement de la petite chauve-souris brune (Myotis lucifugus), de la chauve-souris nordique (Myotis septentrionalis) et de la pipistrelle de l'Est (Perimyotis subflavus) au Canada* [Proposition], Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement Canada, Ottawa, Ontario.
- ERICKSON, W. P., G. D. JOHNSON, D. M. STRICKLAND et K. KRONNER (2000). *Avian and bat mortality associated with the Vansycle Wind Project, Umatilla County, Oregon: 1999 Study Year*, A report prepared for Umatilla County Dept. of Resource Services and Development, 26 p.
- ERICKSON, W. P., M. M. WOLFE, K. J. BAY, D. H. JOHNSON et J. L. GEHRING (2014). "A comprehensive analysis of small-passerine fatalities from collision with turbines at wind energy facilities", *PLoS ONE*, 9:e107491.
- FRICK, W. F., J. F. POLLOCK, A. C. HICKS, K. E. LANGWIG, D. S. REYNOLDS, G. G. TURNER, C. M. BUTCHKOSKI et T. H. KUNZ (2010a). "An emerging disease causes regional population collapse of a common North American bat species", *Science*, 329: 679-82.
- FRICK, W. F., D. S. REYNOLDS et T. H. KUNZ (2010b). "Influence of climate and reproductive timing on demography of little brown myotis *Myotis lucifugus*", *Journal of Animal Ecology*, 79: 128-136.
- HAYES, M. A. (2013). "Bats killed in large numbers at United States wind energy facilities", *BioScience*, 63: 975-979.
- HORN, J. W., E. B. ARNETT et T. H. KUNZ (2008). "Behavioral Responses of Bats to Operating Wind Turbines", *Journal of Wildlife Management*, 72: 123-132.
- HUSO, M. M. P. (2010). "An estimator of wildlife fatality from observed carcasses" *Environmetrics*, 22: 318-329.
- HUSO, M. M. P., D. DALTHORP, D. DAIL et L. MADSEN (2015). "Estimating wind-turbine-caused bird

- and bat fatality when zero carcasses are observed", *Ecological Applications*, 25: 1213-1225.
- HYDRO-QUÉBEC (2016). *Parcs éoliens et centrales visés par les contrats d'approvisionnement* [http://www.hydroquebec.com/distribution/fr/marchequbécois/parc_eoliens.html].
- JOHNSON, G. D., W. P. ERICKSON, M. D. STRICKLAND, M. F. SHEPHERD, D. A. SHEPHERD et S. A. SARAPPO (2003). "Mortality of bats at a large-scale wind power development at Buffalo Ridge, Minnesota", *American Midland Naturalist*, 150: 332-342.
- JONES, G., D. S. JACOBS, T. H. KUNZ, M. R. WILIG et P. A. RACEY (2009). "Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators", *Endangered Species Research*, 8: 93-115.
- KERLINGER, P., J. L. GEHRING, W. P. ERICKSON, R. CURRY, A. JAIN et J. GUARNACCIA (2010). "Night migrant fatalities and obstruction lighting at wind turbines in North America", *Wilson Journal of Ornithology*, 122: 744-754.
- KOPPEL, J., M. DAHMEN, J. HELFRICH, E. SCHUSTER et L. BULLING (2014). "Cautious but committed: moving toward adaptive planning and operation strategies for renewable energy's wildlife implications", *Environmental Management*, 54: 744-755.
- KORNER-NIEVERGELT, A. F., O. BEHR, R. BRINKMANN, M. A. ETTERSON, M. P. HUSO, D. DALTHORP, P. KORNER-NIEVERGELT, T. ROTH, I. NIERMANN, F. KORNER-NIEVERGELT, O. BEHR, R. BRINKMANN, M. A. ETTERSON, M. 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", 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: 350-363.
- KUNZ, T. H., E. B. ARNETT, W. P. ERICKSON, A. R. HOAR, G. D. JOHNSON, R. P. LARKIN, M. DALE STRICKLAND, R. W. THRESHER et M. D. TUTTLE (2007). "Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses", *Frontiers in Ecology & the Environment*, 5: 315-324.
- KUNZ, T. H. et M. B. FENTON (eds) (2003). *Bat Ecology*, University of Chicago Press, Chicago.
- LANGWIG, K. E., W. F. FRICK, J. T. BRIED, A. C. HICKS, T. H. KUNZ et A. MARM KILPATRICK (2012). "Sociality, density-dependence and microclimates determine the persistence of populations suffering from a novel fungal disease, white-nose syndrome", *Ecology Letters*, 15: 1050-1057.
- LEMAÎTRE, J., et J. DRAPEAU (2015). *Synthèse des mortalités d'oiseaux de proie et de chiroptères dans les parcs éoliens du Québec — rapport préliminaire*, Secteur de la faune et des parcs, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, Québec.
- LORCH, J. M., C. U. METEYER, M. J. BEHR, J. G. BOYLES, P. M. CRYAN, A. C. HICKS, A. E. BALLMANN, J. T. H. COLEMAN, D. N. REDELL, D. M. REEDER et D. S. BLEHERT (2011). "Experimental infection of bats with *Geomyces destructans* causes white-nose syndrome", *Nature*, 480: 376-378.

- LOSS, S. R., T. WILL et P. P. MARRA (2013). "Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States", *Biological Conservation*, 168: 201-209.
- MASLO, B., M. VALENT, J. F. GUMBS et W. F. FRICK (2015). "Conservation implications of ameliorating survival of little brown bats with white-nose syndrome", *Ecological Applications*, 25: 1832-1840.
- MDDEFP (2013a). *Protocole d'inventaire de la Grive de Bicknell et de son habitat — Novembre 2013*, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Secteur de la faune, Québec, Québec.
- MDDEFP (2013b). *Protocole de suivi des mortalités d'oiseaux et de chiroptères dans le cadre de projets d'implantation d'éoliennes au Québec*, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Secteur de la faune, Québec, Québec.
- MDIFW (2014). *Curtailment Policy and Wind Power Preconstruction Study Recommendations*, Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, Augusta, ME.
- MFFP (2015). *Lignes directrices pour la conservation des habitats fauniques* (4^e édition), Direction générale du développement de la faune, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.
- MRNF (2008a). *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, Québec, Québec.
- MRNF (2008b). *Protocole d'inventaires acoustiques de chiroptères dans le cadre de projets d'implantation d'éoliennes au Québec*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Québec, Québec.
- NEW BRUNSWICK FISH AND WILDLIFE BRANCH (2011). *Post-Construction Bat and Bird Mortality Survey Guidelines for Wind Farm Development in New Brunswick*, New Brunswick Department of Natural Resources, Fredericton, New Brunswick.
- ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES (2011). *Bats and Bat Habitats Guidelines for Wind Power Projects*, Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, Ontario.
- RODRIGUES, L., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, B. KARAPANDZA, D. KOVAC, T. KERVYN, J. DEKKER, A. KEPPEL, P. BACH, J. COLLINS, C. HARBUSCH, C. PARK, B. MICEVSKI et J. MINDERMAN (2015). "Guidelines for consideration of bats in wind farm projects – Revision 2014", *EUROBATS Publication*, UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany.
- ROELEKE, M., T. BLOHM, S. KRAMER-SCHADT, Y. YOVEL et C. C. VOIGT (2016). "Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking", *Nature Scientific Reports*, 1-9.
- ROSCIONI, F., D. RUSSO, M. DI FEBBRARO, L. FRATE, M. L. CARRANZA et A. LOY (2013). "Regional-scale modelling of the cumulative impact of wind farms on bats", *Biodiversity and Conservation*, 22: 1821-1835.
- RYDELL, J., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, M. GREEN, L. RODRIGUES et A. HEDENSTROM (2010a). "Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe", *Acta Chiropterologica*, 12: 261-274.

- RYDELL, J., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, M. GREEN, L. RODRIGUES et A. HEDENSTROM (2010b). "Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration?", *European Journal of Wildlife Research*, 56: 823-827.
- SCHUSTER, E., L. BULLING et J. KÖPPEL (2015). "Consolidating the state of knowledge: a synoptical review of wind energy's wildlife effects", *Environmental Management*, 56: 300-331.
- STRICKLAND, M., E. ARNETT, W. 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, DC.
- TREMBLAY, J. A. (2012). *Réponses aux questions soumises par le Bureau d'audience publique (BAPE) sur l'environnement — étude du parc éolien Rivière-du-Moulin*, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Québec.
- TURNER, G. G., D. M. REEDER et J. T. H. COLEMAN (2011). "A five-year assessment of mortality and geographic spread of white-nose syndrome in north american bats, with a look to the future", *Bat Research News*, 52: 13-27.
- WARREN-HICKS, W., J. NEWMAN, R. WOLPERT, B. KARAS, L. TRAN et CALIFORNIA WIND ENERGY ASSOCIATION (2013). *Improving Methods for Estimating Fatality Of Birds And Bats At Wind Energy Facilities*.
- WELLER, T. J. et J. A. BALDWIN (2012) "Using echolocation monitoring to model bat occupancy and inform mitigations at wind energy facilities", *Journal of Wildlife Management*, 76: 619-631.
- WISCONSIN DNR (2015). *Guidance for Minimizing Impacts to Natural Resources from Terrestrial Commercial Wind Energy Development Wisconsin DNR*, Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, WI.
- WOLPERT, R. L. (2015). "ACME: A Partially Periodic Estimator of Avian & Chiropteran Mortality at Wind Turbines", *arXiv:1507.00749 [stat.AP]*, 1-37.
- YOUNG, D. P. J., W. P. ERICKSON, M. D. STRICKLAND, R. E. GOOD, K. J. SERNKA, D. P. et A. YOUNG (2003). *Comparison of Avian Responses to UV-Light-Reflective Paint on Wind Turbines*, Subcontractor Report July 1999-December 2000, National Renewable Energy Laboratory, Golden, CO.
- ZIMMERLING, J. R. et C. M. FRANCIS (2016). "Bat Mortality Due to Wind Turbines in Canada", *Journal of Wildlife Management*, 1-10.
- ZIMMERLING, J. R., A. C. POMEROY, M. V. D'ENTREMONT et C. M. FRANCIS (2013). "Canadian estimate of bird mortality due to collisions and direct habitat loss associated with wind turbine developments", *Avian Conservation and Ecology*, 8: 10.

*Forêts, Faune
et Parcs*

Québec 

