

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Chauve-souris cendrée *Lasiurus cinereus* Chauve-souris rousse de l'Est *Lasiurus borealis* Chauve-souris argentée *Lasionycteris noctivagans*

au Canada



**EN VOIE DE DISPARITION
2023**

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2023. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la chauve-souris cendrée (*Lasiurus cinereus*), la chauve-souris rousse de l'Est (*Lasiurus borealis*) et la chauve-souris argentée (*Lasionycteris noctivagans*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xxv + 116 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Note de production :

Le COSEPAC remercie Erin Baerwald, Robert Barclay, Mark Brigham, Dana Green, Thomas Jung et Cory Olson d'avoir rédigé le rapport de situation sur la chauve-souris cendrée (*Lasiurus cinereus*), la chauve-souris rousse de l'Est (*Lasiurus borealis*) et la chauve-souris argentée (*Lasionycteris noctivagans*) au Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Stephen Petersen, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement et Changement climatique Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125

Télec. : 819-938-3984

Courriel : ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca
www.cosepac.ca

Also available in English under the title "COSEWIC Assessment and Status Report on the Hoary Bat *Lasiurus cinereus*, the Eastern Red Bat *Lasiurus borealis* and the Silver-haired Bat *Lasionycteris noctivagans* in Canada".

Photo de la couverture :

Chauve-souris cendrée (gauche) : Jason Headley; chauve-souris rousse de l'Est (milieu) : Robert Barclay; chauve-souris argentée (droite) : Jason Headley.

© Sa Majesté le Roi du Chef du Canada, 2023.
N° de catalogue CW69-14/829-2023F-PDF
ISBN 978-0-660-49506-4



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Mai 2023

Nom commun

Chauve-souris cendrée

Nom scientifique

Lasiurus cinereus

Statut

En voie de disparition

Justification de la désignation

Cette chauve-souris de grande taille possède une fourrure brun-jaune clair au niveau du visage et du cou et des poils blancs sur la plus grande partie du corps. Elle est présente dans tout le Canada pendant les mois d'été et la migration automnale. La migration saisonnière expose les individus à diverses menaces, comme un risque élevé de mortalité dans les parcs éoliens. Bien qu'il y ait une grande incertitude concernant les taux exacts de déclin de cette chauve-souris au Canada, la diminution du nombre de carcasses dans les parcs éoliens laisse croire à des déclins supérieurs à 50 % sur 3 générations. L'augmentation prévue de la capacité de production d'énergie éolienne accroîtra cette menace, mais des mesures d'atténuation sont possibles. La modélisation de la viabilité de la population permet d'estimer une probabilité de disparition se situant au moins au seuil de 20 % d'ici 2050 (3 générations). D'autres menaces pèsent sur l'espèce, notamment le déclin continu et généralisé de l'abondance d'insectes, la perte d'habitat forestier de repos et d'alimentation, et la pollution.

Répartition au Canada

Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard, Terre-Neuve-et-Labrador, Yukon, Territoires du Nord-Ouest

Historique du statut

Espèce désignée « en voie de disparition » en mai 2023.

Sommaire de l'évaluation – Mai 2023

Nom commun

Chauve-souris rousse de l'Est

Nom scientifique

Lasiurus borealis

Statut

En voie de disparition

Justification de la désignation

Cette chauve-souris orange rougeâtre de taille moyenne est présente dans la plus grande partie du Canada pendant les mois d'été et la migration automnale. Elle migre chaque année, ce qui l'expose à de nombreuses menaces, dont la plus importante est la mortalité dans les parcs éoliens. Bien qu'il y ait une grande incertitude concernant les taux exacts de déclin de cette chauve-souris au Canada, la diminution du nombre de carcasses dans les parcs éoliens laisse croire à des déclins supérieurs à 50 % sur 3 générations. L'augmentation prévue de la capacité de production d'énergie éolienne accroîtra cette menace, mais des mesures d'atténuation sont possibles. Au nombre des autres menaces, citons la perte et la dégradation d'habitat, le changement de l'habitat, l'utilisation de pesticides et le déclin généralisé de l'abondance d'insectes-proies.

Répartition au Canada

Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard, Terre-Neuve-et-Labrador, Yukon, Territoires du Nord-Ouest

Historique du statut

Espèce désignée « en voie de disparition » en mai 2023.

Sommaire de l'évaluation – Mai 2023

Nom commun

Chauve-souris argentée

Nom scientifique

Lasionycteris noctivagans

Statut

En voie de disparition

Justification de la désignation

Cette chauve-souris de grande taille a un pelage noir à brun foncé, et l'extrémité des poils est souvent argentée ou grise. Elle est présente partout au Canada pendant les mois d'été et la migration automnale. Certains individus passent l'hiver en Colombie-Britannique et dans le sud de l'Ontario, mais la plupart migrent chaque année hors du pays. Cette migration saisonnière les expose à un éventail de menaces, dont la plus importante est la mortalité dans les parcs éoliens. Bien qu'il y ait une grande incertitude concernant les taux exacts de déclin de cette chauve-souris au Canada, la diminution du nombre de carcasses dans les parcs éoliens laisse croire à des déclins supérieurs à 50 % sur 3 générations. L'augmentation prévue de la capacité de production d'énergie éolienne accroîtra cette menace, mais des mesures d'atténuation sont possibles. D'autres menaces pèsent sur l'espèce, notamment le déclin continu et généralisé de l'abondance d'insectes, la perte d'habitat forestier de repos et d'alimentation, et la pollution.

Répartition au Canada

Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador, Yukon, Territoires du Nord-Ouest

Historique du statut

Espèce désignée « en voie de disparition » en mai 2023.



COSEPAC Résumé

Chauve-souris cendrée *Lasiurus cinereus* **Chauve-souris rousse de l'Est** *Lasiurus borealis* **Chauve-souris argentée** *Lasionycteris noctivagans*

Description et importance de l'espèce sauvage

La chauve-souris cendrée, la chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris argentée sont de taille moyenne à grande par rapport aux autres espèces de chauves-souris présentes au Canada, et la première est la plus grande au pays. Les trois espèces ont une coloration complexe et variée qui les aide à se camoufler lorsqu'elles se reposent ou hibernent. Elles se ressemblent en ce sens qu'elles se reposent principalement dans les arbres, migrent sur de longues distances entre les aires de reproduction estivales et l'aire d'hivernage, sont longévives, donnent naissance à plus d'un petit par an et ont un régime alimentaire et une écomorphologie similaires.

Il n'y a pas de signe de structure génétique de la population chez ces trois espèces, et il n'existe qu'une seule unité désignable pour chaque espèce au Canada.

Répartition

Les trois espèces de chauves-souris sont largement répandues en Amérique du Nord, depuis la forêt boréale septentrionale jusqu'au centre du Mexique. Au Canada, l'aire de répartition des trois espèces s'étend de la Colombie-Britannique aux provinces de l'Atlantique pendant l'été, quoique leur zone d'occurrence dans l'Île-du-Prince-Édouard et dans les territoires soit incertaine. Ces espèces migrent de façon saisonnière des aires estivales du nord vers les aires d'hivernage du sud à l'extérieur du Canada; toutefois, certaines chauves-souris argentées passent l'hiver en Colombie-Britannique et dans la région des Grands Lacs.

Habitat

Les trois espèces ont besoin d'habitat d'alimentation, d'abreuvement et de repos, ce dernier étant considéré comme le plus contraignant. Elles se reposent dans les arbres : la chauve-souris cendrée et la chauve-souris rousse de l'Est se perchent en se suspendant aux branches, tandis que la chauve-souris argentée préfère s'abriter dans les cavités des arbres ou sous l'écorce exfoliée.

Les trois espèces attrapent des insectes aériens en vol. L'habitat d'alimentation varie pour les trois espèces, mais comprend des milieux humides, des zones ouvertes et de l'habitat de lisière ou de trouées dans les paysages forestiers.

Biologie

Les trois espèces migrent de façon saisonnière. Elles volent relativement vite et chassent le plus souvent dans un habitat ouvert ou le long de lisières et dans les trouées du couvert des paysages forestiers. Ce sont des insectivores stricts qui se nourrissent d'insectes aériens.

Ces espèces sont relativement fécondes par rapport aux autres chauves-souris. Il est probable qu'elles mettent bas pour la première fois au cours de leur deuxième année de vie. Les chauves-souris cendrées et les chauves-souris argentées ont généralement des jumeaux, tandis que les chauves-souris rousses de l'Est peuvent avoir jusqu'à quatre petits.

Les indices vitaux (survie, longévité, structure démographique, etc.) sont pour la plupart inconnus, mais on déduit d'espèces similaires qu'elles vivent relativement longtemps, avec des durées de vie maximales d'au moins 12 à 15 ans. La durée d'une génération est inconnue, mais estimée à 2 à 6 ans selon la méthodologie de l'UICN et des déductions à partir de la durée d'une génération de chauves-souris similaires.

Taille et tendances des populations

Les principaux moyens utilisés pour évaluer l'abondance relative des chauves-souris sont les études de marquage-recapture et le dénombrement de l'émergence de sites de repos. Il n'y a pas eu de suivi coordonné des chauves-souris à l'échelle de l'Amérique du Nord (p. ex. North American Bat Monitoring Program [NABat]) depuis assez longtemps au Canada pour produire des données sur les tendances des populations. Compte tenu de ces limites, de multiples sources d'information ont servi à l'évaluation des tendances des populations, notamment la recherche de carcasses dans les parcs éoliens, l'observation des changements dans les taux de capture et de détection acoustique, les taux de soumission d'échantillons pour la détection de la rage et la modélisation de la viabilité de la population qui repose sur des estimations d'experts.

Les niveaux démographiques actuels pour les trois espèces sont inconnus, mais les experts ont postulé que la taille la plus probable de la population de chauves-souris cendrées en Amérique du Nord est d'environ 2,25 millions d'individus. Compte tenu des similitudes dans le cycle vital et l'écologie des trois espèces, on a supposé que cette estimation pouvait également s'appliquer à la chauve-souris argentée et à la chauve-souris rousse de l'Est.

En 2007, une modélisation de l'effet de la production d'énergie éolienne sur les populations de chauves-souris cendrées en Amérique du Nord a été réalisée à partir d'avis d'experts et de taux de mortalité prévus. Les modèles étaient fondés sur une taille de population initiale, le développement prévu du secteur de l'énergie éolienne et des taux de mortalité variables à partir de 2014, ainsi que sur des taux de croissance de la population favorables sans mortalité attribuable aux éoliennes. En d'autres termes, les modèles ne prenaient en compte que la mortalité additive résultant des individus tués par les éoliennes, et non par d'autres menaces. Certains modèles plausibles laissent croire que la population de chauves-souris cendrées diminuera de 50 à 90 % au cours des 50 prochaines années, soit un déclin annuel de 1,4 à 4,5 %. Le scénario démographique « le plus probable » prévoyait que la mortalité associée aux parcs éoliens entraînerait un déclin de la population de 90 % en 50 ans, avec une probabilité de disparition de 22 % au cours des 100 prochaines années. Des études complémentaires incluant des modèles démographiques tenant compte de l'expansion projetée du secteur éolien, avec ou sans mesures d'atténuation pour réduire les taux de mortalité, ont permis d'estimer un risque de disparition de la chauve-souris cendrée de 0 à 40 % d'ici 2050 selon divers scénarios d'expansion, avec un point médian de 20 %. Ces résultats donnent à penser que des déclins importants de la population pourraient avoir déjà eu lieu si la taille initiale de la population de chauves-souris cendrées était inférieure à 3 millions d'individus. Des estimations génétiques multiples et indépendantes récentes de la taille réelle des populations des trois espèces en Amérique du Nord portent aussi à croire que la taille actuelle de leurs populations est bien inférieure à 3 millions d'individus. On s'attend à ce que des probabilités similaires s'appliquent à la chauve-souris rousse de l'Est et à la chauve-souris argentée, bien que ces espèces n'aient pas fait l'objet d'une modélisation.

À l'appui du déclin que laisse supposer la modélisation de la population de chauves-souris cendrées, il existe de nombreuses sources de données qui indiquent que des déclins démographiques se produisent chez les chauves-souris arboricoles migratrices, y compris une baisse des taux de capture des chauves-souris de la tribu Lasiurini (chauves-souris du genre *Lasiurus*), et une diminution des soumissions annuelles d'échantillons pour la détection de la rage. L'évolution des taux de mortalité attribuables aux éoliennes, des taux de capture et de détection acoustique et des taux de soumission d'échantillons pour la détection de la rage laisse croire à des déclins pour les trois espèces.

En Ontario, le nombre de carcasses trouvées sous les éoliennes durant la migration à la fin de l'été et en automne a diminué de manière importante en sept ans. De plus, une modélisation récente de l'occupation sur la côte pacifique nord-ouest des États-Unis fournit des données probantes de la diminution de la probabilité d'occurrence régionale des chauves-souris cendrées (2016 à 2018 par rapport à 2010). Des études acoustiques et de capture pluriannuelles fournissent également des preuves de changements démographiques pour les trois espèces. Aux États-Unis, elles ont connu un déclin en termes de proportion de l'ensemble des soumissions d'échantillons pour la détection de la rage.

Menaces et facteurs limitatifs

Les trois espèces sont confrontées à de nombreuses menaces, dont certaines sont communes à toutes les chauves-souris présentes au Canada, tandis que d'autres sont plus spécifiques à ces espèces migratrices. Plusieurs menaces contribuent de façon cumulative aux déclinés présumés des trois espèces. D'après le calculateur de menaces de l'UICN, l'impact des menaces est élevé à très élevé pour la chauve-souris cendrée, la chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris argentée.

Le développement du secteur de l'énergie éolienne est la menace la plus immédiate et la plus préoccupante. Les chauves-souris cendrées, suivies des chauves-souris argentées et des chauves-souris rousses de l'Est, sont à l'origine de la plupart des cas de mortalité attribuables aux éoliennes au Canada. Le nombre et l'étendue des parcs éoliens (ci-après le développement) continueront d'augmenter considérablement dans l'aire de répartition de l'espèce.

Le déclin global des insectes est particulièrement préoccupant pour ces chauves-souris, qui sont des insectivores stricts, tout comme pour les oiseaux migrateurs qui sont également des insectivores aériens. Les causes du déclin des insectes sont probablement multifactorielles, cumulatives et difficiles à inverser. Bien qu'il n'existe pas de donnée sur l'abondance à long terme des chauves-souris migratrices, il est probable qu'elles soient toutes aussi touchées par le déclin généralisé des proies que les oiseaux dont le régime alimentaire est similaire.

Au nombre des autres menaces, citons la pollution chimique et sonore, de même que la déforestation qui entraîne la perte d'habitat de repos. Ces menaces sont toutefois considérées comme ayant un faible impact sur les trois prochaines générations des trois espèces.

Protection, statuts et classements

Aucune de ces chauves-souris ne bénéficie d'une protection particulière au Canada, sauf au Québec, où elles sont intégrées à la Liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Le Québec est également la seule province à avoir établi un programme de rétablissement pour la chauve-souris rousse de l'Est. Dans la plupart des provinces et des territoires, elles bénéficient, au même titre que d'autres espèces sauvages, d'une protection générale au titre des lois provinciales et territoriales sur les espèces sauvages. En 2018, la chauve-souris cendrée et la chauve-souris rousse de l'Est ont été ajoutées à l'annexe II de la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS), en raison de leur « état de conservation défavorable » lié à l'expansion rapide du secteur de l'énergie éolienne et de la nécessité d'une coopération internationale pour assurer leur conservation.

Les trois espèces sont classées dans la catégorie « préoccupation mineure » de la Liste rouge de l'UICN, mais les principales menaces cernées dans la présente évaluation n'ont pas été prises en compte. En revanche, la cote mondiale (G) de NatureServe pour les trois espèces est G3G4, arrondie à G3 (vulnérable). Au Canada, la cote nationale (N) de ces chauves-souris est N5B, NUM; c'est-à-dire que la population reproductrice est évaluée comme étant en sécurité, tandis que le statut de la population migratrice est indéterminé. Le statut de chacune des trois espèces évaluées dans chaque province, territoire ou État (S) est variable, reflétant probablement davantage l'état des connaissances dans chaque administration que leur statut de conservation réel.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Chauve-souris cendrée

Lasiurus cinereus

Chauve-souris cendrée

Hoary Bat

Répartition au Canada :

Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard, Terre-Neuve-et-Labrador, Yukon, Territoires du Nord-Ouest

Données démographiques

| | |
|--|---|
| Durée d'une génération (d'après le calculateur des menaces de l'UICN et de Pacifici <i>et al.</i> [2013] pour la valeur supérieure de 5,6 [6] ans) | Estimée à 2-6 ans (3 générations = 6-18 ans) |
| Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures? | Oui, inféré |
| Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [5 ans ou 2 générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans] | |
| Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [10 dernières années ou trois dernières générations (6-18 ans), selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans]. | Plus de 70 % d'après plusieurs sources de données (déclin inféré de 90,5 % selon des baisses annuelles observées de 21 % des taux de mortalité au cours des 7 dernières années, soit environ 1 génération) |
| Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [10 prochaines années ou 3 prochaines générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans]. | Réduction prévue : plus de 70 % d'après plusieurs sources de données et les impacts des menaces |
| Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [10 ans ou 3 générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans] commençant dans le passé et se terminant dans le futur. | Réduction présumée de > 70 %, d'après la mortalité observée, inférée et projetée |
| Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé? | a. Partiellement b. Oui c. Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? | Non |

Information sur la répartition

| | |
|--|--|
| Superficie estimée de la zone d'occurrence | Inconnue, mais probablement ≥ 2 000 000 km ² |
| Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté). | Inconnu, mais probablement ≥ 100 000 km ² |
| La population totale est-elle gravement fragmentée, c.-à-d. que plus de 50 % de sa zone d'occupation totale se trouve dans des parcelles d'habitat qui sont a) plus petites que la superficie nécessaire au maintien d'une population viable et b) séparées d'autres parcelles d'habitat par une distance supérieure à la distance de dispersion maximale présumée pour l'espèce? | a. Non b. Non |
| Nombre de localités* (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant) | Bien au-delà de 10 |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat? | Oui, déclin inféré de la qualité de l'habitat |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations? | Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*? | Inconnu |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence? | Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation? | Non |

* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

| Sous-population (utilisez une fourchette plausible) | Nombre d'individus matures |
|---|---|
| | Inconnu, mais estimé à 2,25 millions aux États-Unis et au Canada, avec environ 50 % de ces chauves-souris vraisemblablement au Canada durant l'été. |
| Total | Inconnu, mais probablement de l'ordre de 1,13 million d'individus matures au Canada durant l'été. |

Analyse quantitative

| | |
|--|---|
| La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations (10-30 ans; 30 ans = 2050), selon la plus longue période, jusqu'à un maximum de 100 ans, ou 10 % sur 100 ans]? | Oui. La modélisation de l'analyse de la viabilité de la population estime la probabilité de disparition à 22 % sur 100 ans. Une analyse plus récente a estimé cette probabilité à 0-40 % d'ici 2050, d'après divers scénarios de développement, avec un point médian de 20 %. |
|--|---|

Menaces (directes, de l'impact le plus élevé à l'impact le plus faible, selon le calculateur des menaces de l'UICN)

| | |
|---|---|
| Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce? | Oui (13 août 2021). L'impact global des menaces est très élevé à élevé. |
| | <ul style="list-style-type: none">i. Production d'énergie et exploitation minière (menace 3 de l'UICN) – impact très élevé à élevéii. Modifications des systèmes naturels (menace 7 de l'UICN) – impact élevé à moyeniii. Pollution (menace 9 de l'UICN) – impact moyen à faibleiv. Agriculture et aquaculture (menace 2 de l'UICN) – impact faiblev. Corridors de transport et de service (menace 4 de l'UICN) – impact faiblevi. Utilisation des ressources biologiques (menace 5 de l'UICN) – impact faible |
| Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents? | <ul style="list-style-type: none">i. Tempêtes et mauvais tempsii. Rareté des rassemblements locaux de chauves-souris (c.-à-d. faible densité)iii. Cycle vital lent (longue durée de vie, faible taux de reproduction, etc.)iv. Prédationv. Accidents, en particulier durant la migration |

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

| | |
|--|--|
| Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada | Inconnue et variable, mais apparemment non en sécurité |
|--|--|

| | |
|---|---|
| Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? | Possible |
| Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada? | Vraisemblablement |
| Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants? | Oui |
| Les conditions se détériorent-elles au Canada ⁺ ? | Oui |
| Les conditions de la population source se détériorent-elles ⁺ ? | Oui |
| La population canadienne est-elle considérée comme un puits ⁺ ? | Non |
| La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle? | Non. Les populations des États-Unis sont probablement confrontées à des menaces plus graves que celles du Canada. |

Nature délicate de l'information sur l'espèce

| | |
|--|-----|
| L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate? | Non |
|--|-----|

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « en voie de disparition » en mai 2023.

Statut et justification de la désignation

| | |
|---|---|
| Statut En voie de disparition | Code alphanumérique A2be+3be+4be; E |
| <p>Justification de la désignation</p> <p>Cette chauve-souris de grande taille possède une fourrure brun-jaune claire au niveau du visage et du cou et des poils blancs sur la plus grande partie du corps. Elle est présente dans tout le Canada pendant les mois d'été et la migration automnale. La migration saisonnière expose les individus à diverses menaces, comme un risque élevé de mortalité dans les parcs éoliens. Bien qu'il y ait une grande incertitude concernant les taux exacts de déclin de cette chauve-souris au Canada, la diminution du nombre de carcasses dans les parcs éoliens laisse croire à des déclins supérieurs à 50 % sur 3 générations. L'augmentation prévue de la capacité de production d'énergie éolienne accroîtra cette menace, mais des mesures d'atténuation sont possibles. La modélisation de la viabilité de la population permet d'estimer une probabilité de disparition se situant au moins au seuil de 20 % d'ici 2050 (3 générations). D'autres menaces pèsent sur l'espèce, notamment le déclin continu et généralisé de l'abondance d'insectes, la perte d'habitat forestier de repos et d'alimentation, et la pollution.</p> | |

⁺ Voir le [tableau 3](#) (Lignes directrices pour la modification de l'évaluation de la situation d'après une immigration de source externe).

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) :

Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2be+3be+4be, car il y a une réduction inférée de > 50 %, bien qu'il y ait des incertitudes associées à certaines hypothèses et à d'importantes menaces actuelles et futures.

Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) :

Sans objet. L'aire de répartition au Canada dépasse les seuils relatifs à la zone d'occurrence et à l'IZO.

Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) :

Sans objet. La taille de la population n'est pas estimée comme étant petite et dépasse les seuils.

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) :

Sans objet. L'aire de répartition estivale couvre une grande partie du Canada.

Critère E (analyse quantitative) :

Correspond au critère E de la catégorie « espèce en voie de disparition », car la modélisation de l'analyse de la viabilité de la population permet d'estimer que la probabilité de disparition est au moins égale au seuil de 20 % d'ici 2050 (30 ans ou 3 générations).

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Chauve-souris rousse de l'Est

Lasiurus borealis

Chauve-souris rousse de l'Est

Eastern Red Bat

Répartition au Canada :

Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard, Terre-Neuve-et-Labrador, Yukon, Territoires du Nord-Ouest

Données démographiques

| | |
|--|--|
| Durée d'une génération (d'après le calculateur des menaces de l'UICN et de Pacifici <i>et al.</i> [2013] pour la valeur supérieure de 6 ans) | Estimée à 2-6 ans (3 générations = 6-18 ans) |
| Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures? | Oui, inféré |
| Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [5 ans ou 2 générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans] | |
| Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [10 dernières années ou trois dernières générations (6-18 ans), selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans]. | Réduction inférée : plus de 70 % d'après plusieurs sources de données (déclin de 94 % sur 3 générations inféré selon un déclin annuel de 27 % des taux de mortalité en Ontario) |
| Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [10 prochaines années ou 3 prochaines générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans]. | Plus de 70 % d'après plusieurs sources de données (déclin présumé de 94 % sur 3 générations inféré selon un déclin annuel de 27 % des taux de mortalité en Ontario) |
| Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [10 ans ou 3 générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans] commençant dans le passé et se terminant dans le futur. | Réduction présumée de > 70 %, d'après la mortalité observée, inférée et projetée |
| Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé? | a. Partiellement b. Oui c. Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? | Non |

Information sur la répartition

| | |
|--|--|
| Superficie estimée de la zone d'occurrence | Inconnue, mais probablement $\geq 2\,000\,000\text{ km}^2$ |
| Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté). | Inconnu, mais probablement $\geq 100\,000\text{ km}^2$ |
| La population totale est-elle gravement fragmentée, c.-à-d. que plus de 50 % de sa zone d'occupation totale se trouve dans des parcelles d'habitat qui sont a) plus petites que la superficie nécessaire au maintien d'une population viable et b) séparées d'autres parcelles d'habitat par une distance supérieure à la distance de dispersion maximale présumée pour l'espèce? | a. Non b. Non |
| Nombre de localités* (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant) | Bien au-delà de 10 |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat? | Oui, déclin inféré de la qualité de l'habitat |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations? | Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*? | Inconnu |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence? | Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation? | Non |

* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

| Sous-population (utilisez une fourchette plausible) | Nombre d'individus matures |
|---|---|
| | Inconnu, mais estimé à 2,25 millions aux États-Unis et au Canada, avec environ 50 % de ces chauves-souris vraisemblablement au Canada durant l'été (d'après les estimations de la chauve-souris cendrée). |
| Total | Inconnu, mais probablement de l'ordre de 1,13 million d'individus matures au Canada durant l'été. |

Analyse quantitative

| | |
|--|---------------|
| La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations (10-30 ans; 30 ans = 2050), selon la plus longue période, jusqu'à un maximum de 100 ans, ou 10 % sur 100 ans]? | Non effectuée |
|--|---------------|

Menaces (directes, de l'impact le plus élevé à l'impact le plus faible, selon le calculateur des menaces de l'UICN)

| |
|--|
| <p>Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce?</p> <p>Oui (13 août 2021). L'impact global des menaces est très élevé à élevé.</p> <ul style="list-style-type: none">i. Production d'énergie et exploitation minière (menace 3 de l'UICN) – impact élevéii. Modifications des systèmes naturels (menace 7 de l'UICN) – impact élevé à moyeniii. Pollution (menace 9 de l'UICN) – impact moyen à faibleiv. Agriculture et aquaculture (menace 2 de l'UICN) – impact faiblev. Corridors de transport et de service (menace 4 de l'UICN) – impact faiblevi. Utilisation des ressources biologiques (menace 5 de l'UICN) – impact faiblevii. Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques (menace 8 de l'UICN) – impact faible <p>Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?</p> <ul style="list-style-type: none">i. Tempêtes et mauvais tempsii. Rareté des rassemblements locaux de chauves-souris (c.-à-d. faible densité)iii. Cycle vital lent (longue durée de vie, faible taux de reproduction, etc.)iv. Prédationv. Accidents, en particulier durant la migration |
|--|

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

| | |
|--|---|
| Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada | Inconnue et variable, mais apparemment non en sécurité |
| Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? | Possible |
| Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada? | Vraisemblablement |
| Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants? | Oui |
| Les conditions se détériorent-elles au Canada ⁺ ? | Oui |
| Les conditions de la population source se détériorent-elles ⁺ ? | Oui |
| La population canadienne est-elle considérée comme un puits ⁺ ? | Non |
| La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle? | Non. Les populations des États-Unis sont probablement confrontées à des menaces plus graves que celles du Canada. |

Nature délicate de l'information sur l'espèce

| | |
|--|-----|
| L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate? | Non |
|--|-----|

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « en voie de disparition » en mai 2023.

Statut et justification de la désignation

| | |
|---|--|
| Statut En voie de disparition | Code alphanumérique A2be+3be+4be |
| Justification de la désignation Cette chauve-souris orange rougeâtre de taille moyenne est présente dans la plus grande partie du Canada pendant les mois d'été et la migration automnale. Elle migre chaque année, ce qui l'expose à de nombreuses menaces, dont la plus importante est la mortalité dans les parcs éoliens. Bien qu'il y ait une grande incertitude concernant les taux exacts de déclin de cette chauve-souris au Canada, la diminution du nombre de carcasses dans les parcs éoliens laisse croire à des déclins supérieurs à 50 % sur 3 générations. L'augmentation prévue de la capacité de production d'énergie éolienne accroîtra cette menace, mais des mesures d'atténuation sont possibles. Au nombre des autres menaces, citons la perte et la dégradation d'habitat, le changement de l'habitat, l'utilisation de pesticides et le déclin généralisé de l'abondance d'insectes-proies. | |

⁺ Voir le [tableau 3](#) (Lignes directrices pour la modification de l'évaluation de la situation d'après une immigration de source externe).

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) :

Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2be+3be+4be, car il y a une réduction inférée de > 50 % de l'indice d'abondance, bien qu'il y ait des incertitudes associées à certaines hypothèses et à d'importantes menaces actuelles et futures.

Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) :

Sans objet. L'aire de répartition au Canada dépasse les seuils relatifs à la zone d'occurrence et à l'IZO.

Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) :

Sans objet. La taille de la population n'est pas estimée comme étant petite et dépasse les seuils.

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) :

Sans objet. L'aire de répartition estivale couvre une grande partie du Canada.

Critère E (analyse quantitative) :

Sans objet. L'analyse n'a pas été effectuée.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Chauve-souris argentée

Lasionycteris noctivagans

Chauve-souris argentée

Silver-haired Bat

Répartition au Canada :

Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador, Yukon, Territoires du Nord-Ouest

Données démographiques

| | |
|---|--|
| Durée d'une génération (d'après le calculateur des menaces de l'UICN et de Pacifici <i>et al.</i> [2013] pour la valeur supérieure de 4 ans) | Estimée à 2-4 ans (3 générations = 6-12 ans) |
| Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures? | Oui, inféré |
| Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [5 ans ou 2 générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans] | |
| Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [10 dernières années ou trois dernières générations (6-18 ans), selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans]. | Plus de 70 % d'après plusieurs sources de données (déclin de 94 % sur 3 générations [12 ans] inféré selon un déclin annuel de 29 % des taux de mortalité en Ontario) |
| Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [10 prochaines années ou 3 prochaines générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans]. | Plus de 70 % d'après plusieurs sources de données (déclin présumé de 94 % sur 3 générations [12 ans] inféré selon un déclin annuel de 29 % des taux de mortalité en Ontario) |
| Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [10 ans ou 3 générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans] commençant dans le passé et se terminant dans le futur. | Réduction présumée de > 70 %, d'après la mortalité observée, inférée et projetée |
| Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé? | a. Partiellement b. Oui c. Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? | Non |

Information sur la répartition

| | |
|--|--|
| Superficie estimée de la zone d'occurrence | Inconnue, mais probablement ≥ 2 000 000 km ² |
| Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté). | Inconnu, mais probablement ≥ 100 000 km ² |
| La population totale est-elle gravement fragmentée, c.-à-d. que plus de 50 % de sa zone d'occupation totale se trouve dans des parcelles d'habitat qui sont a) plus petites que la superficie nécessaire au maintien d'une population viable et b) séparées d'autres parcelles d'habitat par une distance supérieure à la distance de dispersion maximale présumée pour l'espèce? | a. Non b. Non |
| Nombre de localités* (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant) | Bien au-delà de 10 |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*? | Inconnu |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat? | Oui, déclin inféré de la qualité de l'habitat |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations? | Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*? | Inconnu |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence? | Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation? | Non |

* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

| Sous-population (utilisez une fourchette plausible) | Nombre d'individus matures |
|---|---|
| | Inconnu, mais estimé à 2,25 millions aux États-Unis et au Canada, avec environ 50 % de ces chauves-souris vraisemblablement au Canada durant l'été (d'après les estimations de la chauve-souris cendrée). |
| Total | Inconnu, mais probablement de l'ordre de 1,13 million d'individus matures au Canada durant l'été. |

Analyse quantitative

| | |
|--|---------------|
| La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations (10-30 ans; 30 ans = 2050), selon la plus longue période, jusqu'à un maximum de 100 ans, ou 10 % sur 100 ans]? | Non effectuée |
|--|---------------|

Menaces (directes, de l'impact le plus élevé à l'impact le plus faible, selon le calculateur des menaces de l'UICN)

| |
|--|
| <p>Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce?</p> <p>Oui (13 août 2021). L'impact global des menaces est très élevé à élevé.</p> <ul style="list-style-type: none">i. Production d'énergie et exploitation minière (menace 3 de l'UICN) – impact élevéii. Modifications des systèmes naturels (menace 7 de l'UICN) – impact élevé à moyeniii. Pollution (menace 9 de l'UICN) – impact moyen à faibleiv. Agriculture et aquaculture (menace 2 de l'UICN) – impact faiblev. Corridors de transport et de service (menace 4 de l'UICN) – impact faiblevi. Utilisation des ressources biologiques (menace 5 de l'UICN) – impact faiblevii. Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques (menace 8 de l'UICN) – impact faible <p>Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?</p> <ul style="list-style-type: none">i. Tempêtes et mauvais tempsii. Rareté des rassemblements locaux de chauves-souris (c.-à-d. faible densité)iii. Cycle vital lent (longue durée de vie, faible taux de reproduction, etc.)iv. Prédationv. Accidents, en particulier durant la migration |
|--|

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

| | |
|--|---|
| Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada | Inconnue et variable, mais apparemment non en sécurité |
| Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? | Possible |
| Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada? | Vraisemblablement |
| Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants? | Oui |
| Les conditions se détériorent-elles au Canada ⁺ ? | Oui |
| Les conditions de la population source se détériorent-elles ⁺ ? | Oui |
| La population canadienne est-elle considérée comme un puits ⁺ ? | Non |
| La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle? | Non. Les populations des États-Unis sont probablement confrontées à des menaces plus graves que celles du Canada. |

Nature délicate de l'information sur l'espèce

| | |
|--|-----|
| L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate? | Non |
|--|-----|

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « en voie de disparition » en mai 2023.

⁺ Voir le [tableau 3](#) (Lignes directrices pour la modification de l'évaluation de la situation d'après une immigration de source externe).

Statut et justification de la désignation

| | |
|--|--|
| Statut En voie de disparition | Code alphanumérique A2be+3be+4be |
| Justification de la désignation Cette chauve-souris de grande taille a un pelage noir à brun foncé, et l'extrémité des poils est souvent argentée ou grise. Elle est présente partout au Canada pendant les mois d'été et la migration automnale. Certains individus passent l'hiver en Colombie-Britannique et dans le sud de l'Ontario, mais la plupart migrent chaque année hors du pays. Cette migration saisonnière les expose à un éventail de menaces, dont la plus importante est la mortalité dans les parcs éoliens. Bien qu'il y ait une grande incertitude concernant les taux exacts de déclin de cette chauve-souris au Canada, la diminution du nombre de carcasses dans les parcs éoliens laisse croire à des déclins supérieurs à 50 % sur 3 générations. L'augmentation prévue de la capacité de production d'énergie éolienne accroîtra cette menace, mais des mesures d'atténuation sont possibles. D'autres menaces pèsent sur l'espèce, notamment le déclin continu et généralisé de l'abondance d'insectes, la perte d'habitat forestier de repos et d'alimentation, et la pollution. | |

Applicabilité des critères

| |
|--|
| Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2be+3be+4be, car il y a une réduction inférée de > 50 %, bien qu'il y ait des incertitudes associées à certaines hypothèses et à d'importantes menaces actuelles et futures. |
| Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Sans objet. L'aire de répartition au Canada dépasse les seuils relatifs à la zone d'occurrence et à l'IZO. |
| Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. La taille de la population n'est pas estimée comme étant petite et dépasse les seuils. |
| Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet. L'aire de répartition estivale couvre une grande partie du Canada. |
| Critère E (analyse quantitative) : Sans objet. L'analyse n'a pas été effectuée. |



HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2023)

| | |
|--------------------------------|---|
| Espèce sauvage | Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans. |
| Disparue (D) | Espèce sauvage qui n'existe plus. |
| Disparue du pays (DP) | Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs. |
| En voie de disparition (VD)* | Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente. |
| Menacée (M) | Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés. |
| Préoccupante (P)** | Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle. |
| Non en péril (NEP)*** | Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles. |
| Données insuffisantes (DI)**** | Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce. |

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement et
Changement climatique Canada
Service canadien de la faune

Environment and
Climate Change Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Chauve-souris cendrée *Lasiurus cinereus*
Chauve-souris rousse de l'Est *Lasiurus borealis*
Chauve-souris argentée *Lasionycteris noctivagans*

au Canada

2023

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|--|----|
| DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE..... | 5 |
| Nom et classification..... | 5 |
| Description morphologique..... | 6 |
| Structure spatiale et variabilité de la population | 7 |
| Unités désignables | 7 |
| Importance de l'espèce..... | 7 |
| RÉPARTITION | 8 |
| Aire de répartition mondiale..... | 8 |
| Aire de répartition canadienne..... | 13 |
| Zone d'occurrence et aire d'occupation | 15 |
| Activités de recherche | 16 |
| HABITAT..... | 18 |
| Besoins en matière d'habitat | 18 |
| Tendances en matière d'habitat..... | 22 |
| BIOLOGIE | 23 |
| Général..... | 23 |
| Cycle vital et reproduction | 23 |
| Durée d'une génération | 24 |
| Physiologie et adaptabilité | 25 |
| Dispersion et migration | 26 |
| Relations interspécifiques..... | 29 |
| TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS..... | 30 |
| Activités et méthodes d'échantillonnage..... | 30 |
| Abondance, fluctuations et tendances..... | 32 |
| Immigration de source externe | 37 |
| MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS | 38 |
| Menaces | 38 |
| Facteurs limitatifs..... | 53 |
| Nombre de localités | 55 |
| PROTECTION, STATUTS et classements | 55 |
| Statuts et protection juridiques | 55 |
| Statuts et classements non juridiques | 55 |
| Protection et propriété de l'habitat | 61 |
| REMERCIEMENTS..... | 61 |
| EXPERTS CONTACTÉS..... | 61 |

| | |
|---|----|
| SOURCES D'INFORMATION | 69 |
| SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT | 97 |
| COLLECTIONS EXAMINÉES | 99 |

Liste des figures

- Figure 1. Aire de répartition approximative de la chauve-souris cendrée d'après des observations visuelles (en vert). Des observations visuelles additionnelles sont représentées par des points verts, et des mentions acoustiques supplémentaires, par un astérisque. Les données sont insuffisantes pour délimiter avec précision les limites nord de l'espèce. L'aire de répartition hivernale est basée sur Cryan et Veilleux (2007), mais n'est pas différenciée dans cette figure. Sources : Hitchcock, 1943; Shump et Shump, 1982; Anand-Wheeler, 2002; Maisonneuve *et al.*, 2008; Stantec Consulting Ltd, 2012; Blejwas *et al.*, 2014; Mora et López, 2014; Slough *et al.*, 2014; Wilson *et al.*, 2014; Hansen *et al.*, 2018; de Lacoste et SFPEM, 2020; Faure-Lacroix *et al.*, 2020; GBIF, 2020; Washinger *et al.*, 2020, Rae et Lausen, 2021; Slough *et al.*, 2022; Humber, comm. pers., 2023; New Brunswick Museum (NBM-5801, NBM-1202). 10
- Figure 2. Aire de répartition approximative de la chauve-souris rousse de l'Est d'après des observations visuelles (en vert) et des observations visuelles additionnelles représentées par des points verts. Les données sont insuffisantes pour délimiter avec précision les limites nord de l'aire de répartition de l'espèce. Sources : Nagorsen et Nash, 1984; Knowles, 2005; Brown et Hamilton, 2006; Lucas et Hebda, 2011; Nagorsen et Paterson, 2012; Natural Resource Solutions Inc., 2012; Cebellos, 2014; GBIF, 2020; Government of Alberta, 2020; Solick *et al.*, 2020; Humber, comm. pers., 2023; Canadian Museum of Nature (CMNMA 2822); R. Barclay, données inédites; Klymko, comm. pers. **Error! Bookmark not defined.**
- Figure 3. Aire de répartition approximative de la chauve-souris argentée d'après des observations visuelles (en vert) et des observations visuelles additionnelles représentées par des points verts. Les zones approximatives où l'espèce a été observée en hiver sont délimitées par des lignes pointillées roses. Les données sont insuffisantes pour délimiter avec précision les limites nord de l'aire de répartition de cette espèce. Sources : Nagorsen et Nash, 1984; Parker *et al.*, 1997; Lucas et Hebda, 2011; Stantec Consulting Ltd, 2012; Blejwas *et al.*, 2014; Wilson *et al.*, 2014; GBIF, 2020; Lausen *et al.*, sous presse; BC Community Bat Program, données inédites. 12
- Figure 4. Répartition et densité des parcs éoliens aux États-Unis et au Canada vers 2020 (figure 1 dans Bessette et Crawford, 2022). 39
- Figure 5. Croissance historique et prévue de la capacité éolienne. Données tirées de Wind Vision pour les États-Unis et le Canada, avec comme hypothèse que la part de marché du Canada en 2030 et en 2050 sera la même qu'en 2020 (USDOE, 2015). 41

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1. Cotes de conservation mondiales de la chauve-souris cendrée, de la chauve-souris rousse de l'Est et de la chauve-souris argentée. Sources : Gonzalez <i>et al.</i> , 2016; Arroyo-Cabrales <i>et al.</i> , 2016; Solari, 2019; NatureServe, 2022a,b,c; CMS, 2022) | 56 |
| Tableau 2. Cotes nationales (N) et infranationales (S) de NatureServe pour la chauve-souris cendrée, la chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris argentée dans l'ensemble de leurs aires de répartition au Canada et aux États-Unis (NatureServe Explorer, 2020a,b,c). | 58 |

Liste des annexes

| | |
|--|-----|
| Annexe 1. Évaluation des menaces pesant sur la chauve-souris cendrée au Canada. 10 | |
| Annexe 2. Évaluation des menaces pesant sur la chauve-souris rousse de l'Est au Canada. | 106 |
| Annexe 3. Évaluation des menaces pesant sur la chauve-souris argentée au Canada. | 111 |

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Classe : Mammifère

Ordre : Chiroptère

Famille : Vespertilionidés

Nom scientifique : *Lasiurus cinereus* (Palisot de Beauvois, 1796)

Nom scientifique : *Lasiurus borealis* (Müller, 1776)

Nom scientifique : *Lasionycteris noctivagans* (Le Conte, 1831)

Noms communs :

Lasiurus cinereus : « chauve-souris cendrée » (français) et « Hoary Bat » (anglais).

Lasiurus borealis : « chauve-souris rousse de l'Est » (français) et « Eastern Red Bat » (anglais). Le nom est parfois raccourci à « chauve-souris rousse » (français) et « Red Bat » (anglais), mais il fait plus généralement référence à la lignée des chauves-souris rousses (sous-genre *Lasiurus*), qui comprend de multiples autres espèces (Baird *et al.*, 2015; Simmons et Cirranello, 2020).

Lasionycteris noctivagans : « chauve-souris argentée » (français) et « Silver-haired Bat » (anglais).

La taxonomie du genre *Lasiurus* est en cours de révision. La chauve-souris rousse et la chauve-souris cendrée peuvent constituer des genres ou des sous-genres distincts au sein de la tribu Lasiurini (chauves-souris arboricoles) (Baird *et al.*, 2015; Simmons et Cirranello, 2020), mais leur statut taxonomique demeure incertain (Ziegler *et al.*, 2016; Novaes *et al.*, 2018; Teta, 2019). Selon des études récentes, la population sud-américaine de chauves-souris cendrées (*L.c. villosissimus*) et l'une des anciennes sous-espèces observées à Hawaï (*L.c. semotus*) sont des espèces distinctes (Baird *et al.*, 2015, 2017; Moratelli *et al.*, 2019, Simmons et Cirranello, 2020). En raison de la révision taxonomique attendue, seule la population nord-américaine (*L.c. cinereus*) est prise en compte dans le présent rapport.

Une scission taxonomique au sein des chauves-souris rousses de l'Est a entraîné la reconnaissance de plusieurs espèces distinctes, qui ont été officiellement reconnues comme des sous-espèces de la chauve-souris rousse de l'Est (Morales et Bickham, 1995; Wilson et Reeder, 2005; Baird *et al.*, 2015). Il s'agit notamment de la chauve-souris rousse de l'Ouest (*Lasiurus blossevillii*; anciennement *L.b. blossevillii*), qui se trouve dans une grande partie de l'ouest de l'Amérique du Nord et dont on pensait autrefois qu'elle était présente en Colombie-Britannique. Des données génétiques portent à croire que seule la chauve-souris rousse de l'Est (comprenant seulement *L.b. borealis*) se trouve au Canada, et que son aire de répartition s'étend de la Colombie-Britannique à la côte est (Nagorsen et Paterson, 2012; Solick *et al.*, 2020).

Description morphologique

Les trois espèces ont une coloration complexe et variée. De plus, les *Lasiurus* spp. ont une morphologie distincte qui les rend relativement faciles à identifier par rapport aux genres dont les espèces sont plus cryptiques, comme les *Myotis* spp.

Chauve-souris cendrée

La chauve-souris cendrée a une fourrure dense affichant un mélange complexe de couleurs, dont le brun clair à foncé, avec des poils à pointes blanches sur les faces dorsale et ventrale (van Zyll de Jong, 1985). La fourrure jaune-brun clair sur la tête, la gorge et le bord antérieur des ailes est caractéristique. Comme les autres espèces de *Lasiurus*, la chauve-souris cendrée possède une queue à fourrure épaisse. Il s'agit de la plus grande espèce de chauve-souris au Canada. Le poids des adultes est de 28 g en moyenne (plage de 16 à 38 g), la longueur des avant-bras varie de 50 à 57 mm, et l'envergure varie de 34 à 41 cm (van Zyll de Jong, 1985; Lausen *et al.*, 2022). Les femelles sont légèrement plus grandes que les mâles (Williams et Findley, 1979).

Chauve-souris rousse de l'Est

La fourrure de la chauve-souris rousse de l'Est est généralement orange, mais varie du rouge jaunâtre au gris jaunâtre (van Zyll de Jong, 1985). Ses poils blancs ou à pointe blanche lui donnent un aspect givré. La peau est claire sur la face et sur le bord des bras et des doigts, mais elle contraste fortement avec les membranes des ailes qui sont essentiellement noires. Les mâles sont typiquement plus rouges que les femelles, mais cela peut être confondu par la tendance des chauves-souris plus petites des deux sexes à avoir une fourrure plus rouge (Davis et Castleberry, 2010). Le poids des adultes est de 13 g en moyenne (plage de 10 à 17 g), la longueur de l'avant-bras varie de 36 à 43 mm, et l'envergure varie de 28 à 33 cm (Shump et Shump, 1982a; van Zyll de Jong, 1985; Lausen *et al.*, 2022). Comme pour la chauve-souris cendrée, les femelles sont légèrement plus grandes que les mâles (Williams et Findley, 1979).

Chauve-souris argentée

La chauve-souris argentée a l'un des teints les plus foncés des chauves-souris du Canada, avec des membranes cutanées noires et une fourrure noire à brun foncé (van Zyll de Jong, 1985). La fourrure présente souvent des pointes grises ou argentées, ce qui lui donne l'aspect argenté qui lui a valu son nom, mais l'intensité varie d'un individu à l'autre. Les oreilles sont courtes et leur bord antérieur est souvent de couleur claire, contrastant avec la pigmentation par ailleurs noire; le nez est court et large. Le poids des adultes est de 11-12 g en moyenne (plage de 9 à 17 g), la longueur de l'avant-bras varie de 36 à 45 mm, et l'envergure varie de 20 à 35 cm (van Zyll de Jong, 1985; Lausen *et al.*, 2022). Les mâles et les femelles sont similaires en taille et en apparence (Williams et Findley, 1979).

Structure spatiale et variabilité de la population

Il n'y a aucun signe de structure génétique de la population pour les trois espèces (Vonhof et Russell, 2015; Pylant *et al.*, 2016; Sovic *et al.*, 2016; Nagel, 2022). Cette absence est probablement due à leur vagilité (c.-à-d. déplacements saisonniers sur des centaines de milliers de kilomètres; **voir la section Migration**) et à leur promiscuité. La structure génétique peut résulter du fait que les femelles reviennent chaque année sur les mêmes sites de maternité, mais la philopatrie n'est pas bien comprise chez ces espèces.

Unités désignables

Rien n'indique qu'il y ait des unités désignables (UD) de ces chauves-souris sous le niveau de l'espèce, de sorte que chaque espèce est considérée comme formant une seule UD au Canada.

Importance de l'espèce

Ensemble, ces chauves-souris constituent un élément important de la diversité des mammifères du Canada. La chauve-souris cendrée et la chauve-souris rousse de l'Est font toutes deux partie d'un genre comprenant plusieurs espèces étroitement apparentées qui couvrent collectivement la plus grande partie de l'Amérique du Nord et de l'Amérique du Sud, bien que ces deux espèces soient les seules du genre *Lasiurus* à être régulièrement observées au Canada. En revanche, la chauve-souris argentée est la seule représentante du genre *Lasionycteris*, et le Canada constitue une partie substantielle (environ 34 %) de son aire de répartition mondiale. La perte de ces trois espèces au Canada aurait des conséquences particulièrement graves sur la diversité des chauves-souris au pays, car elle aggraverait les importants déclinés causés par le syndrome du museau blanc, qui menace déjà de nombreuses espèces présentes au Canada (COSEWIC, 2013; Hoyt *et al.*, 2021).

Les chauves-souris sont les principaux prédateurs des insectes aériens nocturnes. Elles peuvent limiter les populations de ces insectes, ce qui contribue à réduire les dommages qu'ils causent aux forêts et à d'autres milieux. Bien que ces trois espèces se nourrissent d'une diversité d'insectes aériens nocturnes, les papillons de nuit forment une composante particulièrement importante du régime alimentaire de la chauve-souris cendrée et de la chauve-souris rousse de l'Est, et possiblement de la chauve-souris argentée (Barclay, 1985; Hickey *et al.*, 1996; Clare *et al.*, 2009; Reimer *et al.*, 2010). Certaines larves de papillons de nuit sont d'importants défoliateurs, et plusieurs espèces de papillons de nuit sont considérées comme des ravageurs des forêts et des cultures. Les conséquences potentielles de la disparition de ces chauves-souris comprennent la perturbation des écosystèmes, une baisse du rendement des cultures et du bois d'œuvre forestier, et une utilisation potentiellement plus importante de pesticides chimiques (Boyles *et al.*, 2011; Russo *et al.*, 2018).

Les représentations négatives des chauves-souris représentent un défi pour leur conservation (Hoffmaster *et al.*, 2016; López-Baucells *et al.*, 2018; MacFarlane et Rocha, 2020). Ce sentiment négatif s'explique en grande partie par le fait que les chauves-souris, ainsi que les carnivores, sont considérées comme le principal réservoir de la rage en Amérique du Nord (Constantine, 1979, Fenton *et al.*, 2020). Plus récemment, les hypothèses concernant le rôle des chauves-souris dans l'origine de la COVID-19, et la crainte non fondée de contracter la COVID-19 à partir de chauves-souris, ont pu aggraver l'aversion du public pour ces animaux (MacFarlane et Ricardo, 2020). Il est peu probable que les populations des trois espèces soient directement menacées par la persécution humaine, car elles occupent rarement des structures anthropiques. Cependant, les sentiments négatifs ou indifférents à l'égard des chauves-souris pourraient entraîner des réponses plus faibles aux menaces entourant leur conservation (Knight, 2008; Kingston, 2016).

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Chauve-souris cendrée

La chauve-souris cendrée fait partie des mammifères terrestres indigènes dont l'aire de répartition est la plus vaste de l'hémisphère occidental (figure 1). Elle est présente de la forêt boréale à l'Amérique centrale et s'étend probablement à l'ensemble des provinces et territoires du Canada (mais il y a peu de mentions au Nunavut et à Terre-Neuve-et-Labrador) et à tous les États des États-Unis (Shump et Shump, 1982a; Blejwas *et al.*, 2014; Slough *et al.*, 2014; Wilson *et al.*, 2014; GBIF, 2020). Cette espèce originaire d'Amérique du Nord est le seul mammifère terrestre existant à avoir colonisé les îles d'Hawaï indépendamment des activités humaines (Russell *et al.*, 2015). La chauve-souris cendrée est présente au Mexique toute l'année (Cryan, 2003) et, en Amérique centrale, l'espèce a été signalée jusqu'au Honduras, bien que l'on ne sache pas de quelle sous-espèce il s'agit (Mora et López, 2014). En Amérique du Sud, elle est présente jusqu'en Argentine (Gardner et Handley, 2007). Cependant, la population sud-américaine a divergé génétiquement de la population nord-américaine (Baird *et al.*, 2015).

Comme la chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris argentée, la chauve-souris cendrée se déplace sur de longues distances à l'échelle du continent au cours de sa migration; son aire de répartition change donc de façon saisonnière. La chauve-souris cendrée ne semble pas passer l'hiver régulièrement au Canada et est rare ou absente du pays pendant plus de la moitié de l'année (Cryan, 2003). Pendant l'hiver, elle se concentre dans les zones côtières des États-Unis et du Mexique. Elle migre ensuite vers le nord et l'intérieur du continent au printemps (Cryan, 2003; Cryan *et al.*, 2014).

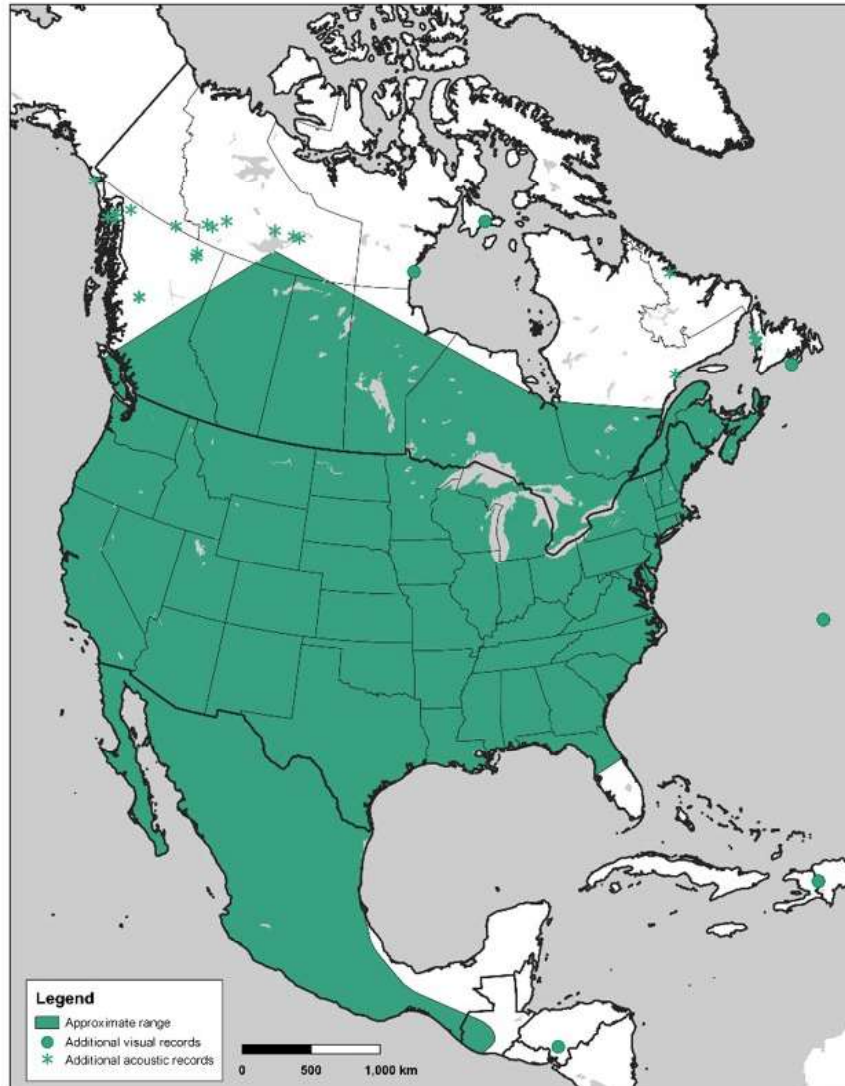
Chauve-souris rousse de l'Est

On trouve la chauve-souris rousse de l'Est principalement à l'est de la Cordillère nord-américaine (Rocheuses et Sierra Madre) au Canada, aux États-Unis et dans le nord-est du Mexique (Shump et Shump, 1982b; Ceballos, 2014; GBIF, 2020; Solick *et al.*, 2020; Lausen *et al.*, 2022; figure 2). Elle est largement répandue dans cette région, de la forêt boréale au golfe du Mexique (Cryan, 2003). Les limites occidentales et méridionales de l'aire de répartition aux États-Unis et au Mexique sont mal définies en raison d'une confusion avec la chauve-souris de l'Ouest, ce qui rend douteuse la validité des mentions existantes. Au moins quelques chauves-souris rousses de l'Est traversent les Rocheuses jusqu'en Colombie-Britannique (Nagorsen et Paterson, 2012), mais les occurrences sont sporadiques et peu de spécimens ont été observés dans la province. Comme c'est le cas pour de nombreuses chauves-souris au Canada, l'étendue septentrionale de leur aire de répartition est incertaine à cause du peu d'activités de suivi (Jung *et al.*, 2014).

La chauve-souris rousse de l'Est est une migratrice de longue distance; en effet, certains individus parcourent des centaines ou des milliers de kilomètres entre les mois d'été et d'hiver. L'espèce semble passer l'hiver principalement dans le sud-est des États-Unis et se disperse ensuite vers les régions de l'intérieur et du nord du continent pendant l'été (Cryan, 2003).

Chauve-souris argentée

La chauve-souris argentée est largement répandue en Amérique du Nord (figure 3), depuis le sud des Territoires du Nord-Ouest (Wilson *et al.*, 2014) jusqu'à l'État de Tamaulipas, au Mexique (Ceballos, 2014). Elle est présente dans la plus grande partie du Canada, de la Colombie-Britannique au Nouveau-Brunswick et à la Nouvelle-Écosse, mais semble peu commune dans le Canada atlantique (McAlpine *et al.*, 2021). L'espèce est observée dans l'ensemble des États-Unis continentaux. Les limites nord et sud de l'aire de répartition sont mal définies.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

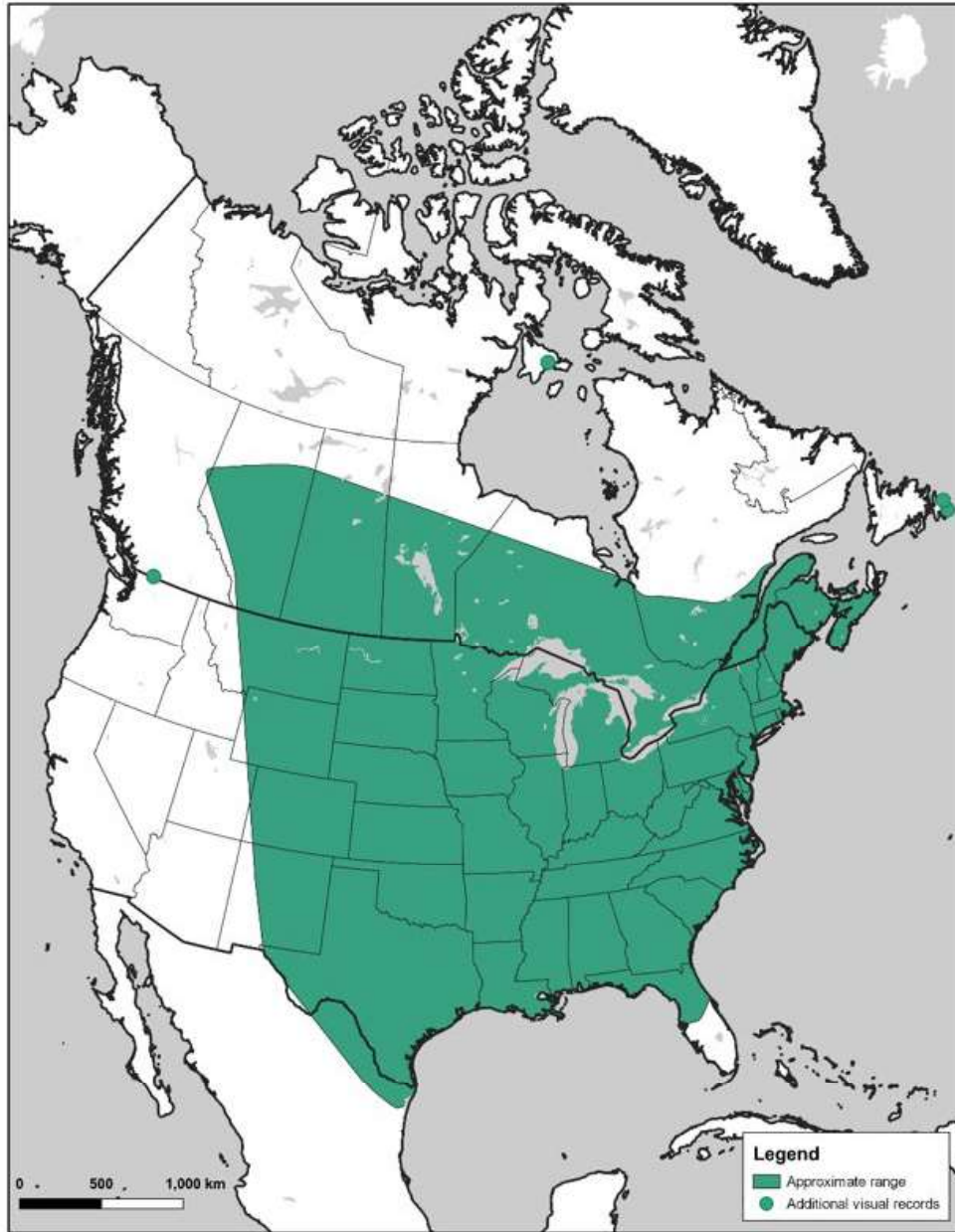
Legend = Légende

Approximative Range = Aire de répartition approximative

Additional visual records = Observations visuelles additionnelles

Additional acoustic records = Enregistrements acoustiques additionnels

Figure 1. Aire de répartition approximative de la chauve-souris cendrée d'après des observations visuelles (en vert). Des observations visuelles additionnelles sont représentées par des points verts, et des mentions acoustiques supplémentaires, par un astérisque. Les données sont insuffisantes pour délimiter avec précision les limites nord de l'espèce. L'aire de répartition hivernale est basée sur Cryan et Veilleux (2007), mais n'est pas différenciée dans cette figure. Sources : Hitchcock, 1943; Shump et Shump, 1982a; Anand-Wheeler, 2002; Maisonneuve *et al.*, 2008; Stantec Consulting Ltd, 2012; Blejwas *et al.*, 2014; Mora et López, 2014; Slough *et al.*, 2014; Wilson *et al.*, 2014; Hansen *et al.*, 2018; de Lacoste et SFEPM, 2020; Faure-Lacroix *et al.*, 2020; GBIF, 2020; Washinger *et al.*, 2020, Rae et Lausen, 2021; Slough *et al.*, 2022; Humber, comm. pers., 2023; New Brunswick Museum (NBM-5801, NBM-1202).



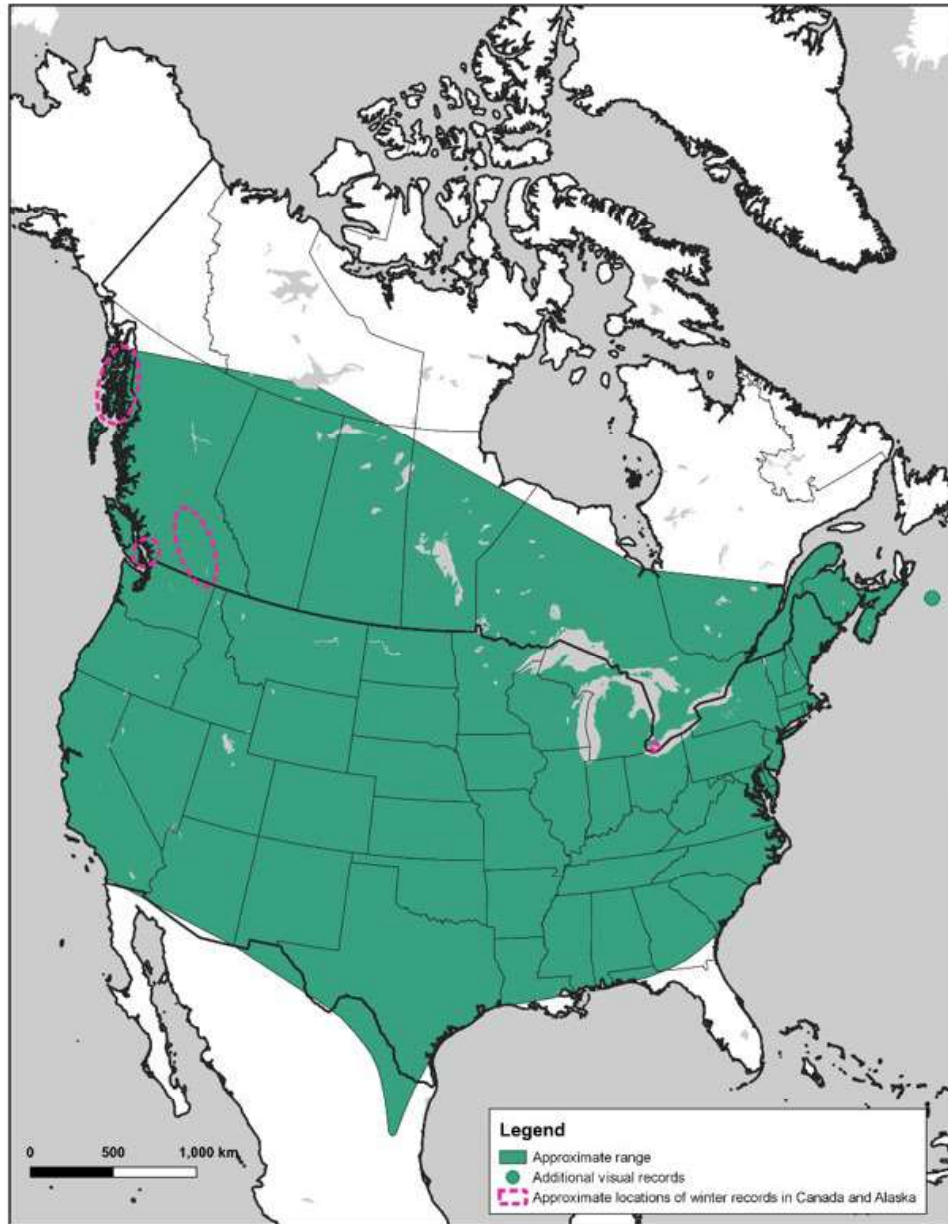
Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Legend = Légende

Approximate range = Aire de répartition approximative

Additional visual records = Observations visuelles additionnelles

Figure 2. Aire de répartition approximative de la chauve souris rousse de l'Est d'après des observations visuelles (en vert) et des observations visuelles additionnelles représentées par des points verts. Les données sont insuffisantes pour délimiter avec précision les limites nord de l'aire de répartition de l'espèce. Sources : Nagorsen et Nash, 1984; Knowles, 2005; Brown et Hamilton, 2006; Lucas et Hebda, 2011; Nagorsen et Paterson, 2012; Natural Resource Solutions Inc., 2012; Cebellos, 2014; AEP, 2018; GBIF, 2020; ; Solick et al., 2020; Humber, comm. pers., 2023; Canadian Museum of Nature (CMNMA 2822); R. Barclay, données inédites; Klymko, comm. pers.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Legend = Légende

Approximative range = Aire de répartition approximative

Additional visual records = Observations visuelles additionnelles

Approximative locations of winter records in Canada and Alaska = Emplacement approximatif des observations hivernales au Canada et en Alaska

Figure 3. Aire de répartition approximative de la chauve-souris argentée d'après des observations visuelles (en vert) et des observations visuelles additionnelles représentées par des points verts. Les zones approximatives où l'espèce a été observée en hiver sont délimitées par des lignes pointillées roses. Les données sont insuffisantes pour délimiter avec précision les limites nord de l'aire de répartition de cette espèce. Sources : Nagorsen et Nash, 1984; Parker *et al.*, 1997; Lucas et Hebda, 2011; Stantec Consulting Ltd, 2012; Blejwas *et al.*, 2014; Wilson *et al.*, 2014; GBIF, 2020; Lausen *et al.*, sous presse; BC Community Bat Program, données inédites.

La chauve-souris argentée est une migratrice de longue distance, et son aire de répartition change selon les saisons. Elle est peu commune dans le sud-est des États-Unis pendant l'été et absente de la plus grande partie du Canada pendant l'hiver (Cryan, 2003). Elle passe l'hiver dans une grande partie des États-Unis et du Mexique, dans les régions côtières de la Colombie-Britannique et du sud-est de l'Alaska, dans le sud de la Colombie-Britannique et autour de la région des Grands Lacs (Parker *et al.*, 1997; Kurta *et al.*, 2018; GBIF, 2020; Lausen *et al.*, 2022; figure 3).

Aire de répartition canadienne

Chauve-souris cendrée

La chauve-souris cendrée est répandue au Canada pendant les mois d'été et a été observée dans l'ensemble des provinces et des territoires (figure 1). L'espèce a été signalée près d'Arviat et de Coral Harbour (île Southampton), au Nunavut (Hitchcock, 1943; Anand-Wheeler, 2002), mais il est peu probable qu'elle s'y trouve régulièrement. Dans les Territoires du Nord-Ouest, l'espèce a été identifiée acoustiquement près du Grand lac des Esclaves, du parc national Wood Buffalo et de la réserve de parc national Nahanni (Lausen *et al.*, 2014; Wilson *et al.*, 2014; Hansen *et al.*, 2018). Il y a également eu une observation visuelle près de Fort Resolution (Soper, 1942). L'espèce a aussi été détectée acoustiquement dans le sud du Yukon (Slough *et al.*, 2014) et au Québec (Faure-Lacroix *et al.*, 2020), et il existe des observations visuelles et acoustiques dans le sud-est de l'Alaska et dans le nord de la Colombie-Britannique (Parker *et al.*, 1997; Blejwas *et al.*, 2014; Lausen *et al.*, 2022). En Ontario, cette chauve-souris semble avoir l'une des aires de répartition les plus septentrionales des trois espèces (Layng *et al.*, 2019), et elle a été observée pendant la migration près de la baie James (Nagorsen et Nash, 1984). L'espèce est peu commune dans les provinces atlantiques, mais elle a été observée à l'Île-du-Prince-Édouard (McAlpine *et al.*, 2002; Henderson *et al.*, 2009), au Nouveau-Brunswick (mentions du Centre de données sur la conservation du Canada atlantique/Musée du Nouveau-Brunswick), en Nouvelle-Écosse (Broders *et al.*, 2003; Segers *et al.*, 2013) et dans l'île de Terre-Neuve (Mauder, 1988). Il s'agit de la chauve-souris migratrice la plus fréquemment trouvée morte dans les parcs éoliens des provinces de l'Atlantique, bien que les cas de mortalité soient relativement peu nombreux par rapport à ce que l'on observe aux parcs éoliens plus à l'ouest (Bird Studies Canada *et al.*, 2018). Des chauves-souris argentées ont également été signalées dans des îles, sur des bateaux et sur des plateformes de forage pétrolier au large de la côte est (Lucas et Hebda, 2011; Humber, comm. pers., 2023), ce qui laisse croire qu'elles migrent au-dessus des eaux libres le long de la côte. Bien qu'il s'agisse d'une espèce arboricole, la chauve-souris cendrée a été observée en train de migrer et de se reproduire dans de grandes étendues d'habitat de prairies ouvertes, profitant possiblement des arbres associés aux cours d'eau et aux établissements humains (Holloway et Barclay, 2000; Olson, 2019).

Chauve-souris rousse de l'Est

La chauve-souris rousse de l'Est est présente dans toutes les provinces canadiennes à l'exception de l'Île-du-Prince-Édouard (figure 2), mais elle semble peu commune dans la plus grande partie de la Colombie-Britannique et des provinces de l'Atlantique, et son aire de répartition est en grande partie inconnue dans le nord du Canada (Jung *et al.*, 2014; Slough *et al.*, 2022), y compris dans les trois territoires. Il y a de possibles détections acoustiques et une observation fortuite d'une chauve-souris en vol qui semble être de cette espèce dans la réserve de parc national Nahanni, dans les Territoires du Nord-Ouest (Lausen *et al.*, 2014). Des individus ont été capturés à Coral Harbor, au Nunavut (Canadian Museum of Nature, CMNMA27822), mais on ne sait pas s'il s'agit d'une occurrence régulière. Des chauves-souris rousses de l'Est ont été trouvées mortes dans des parcs éoliens du nord-est de la Colombie-Britannique (Nagorsen et Paterson, 2012), et il existe une mention muséale datant de 1905 qui provient de l'intérieur sud de la province et qui a été confirmée génétiquement comme étant une chauve-souris rousse de l'Est (Nagorsen et Paterson, 2012). Il y a des détections acoustiques attribuées à des chauves-souris rousses de l'Est dans une grande partie de la Colombie-Britannique (Rae et Lausen, 2021; Slough *et al.*, 2022). Si ces mentions lui sont correctement attribuées, cela indiquerait que l'espèce, bien que peu commune, pourrait être largement répartie en Colombie-Britannique et au Québec (Jutras *et al.*, 2012). Au Québec, dans le cadre du Réseau québécois d'inventaires acoustiques de chauves-souris (Réseau Chirops), on a effectué un suivi acoustique des chauves-souris pendant 20 ans et décelé de nombreuses chauves-souris rousses de l'Est (Jutras *et al.*, 2012; MFFP, 2022). Des études acoustiques récentes menées dans l'Île-du-Prince-Édouard ont permis d'enregistrer des cris d'écholocation ressemblant à ceux de la chauve-souris rousse de l'Est, ce qui donne à penser que l'espèce pourrait passer par cette province durant la migration (Segers, comm. pers., 2020). L'aire de répartition connue de l'espèce s'est considérablement élargie au cours des dernières décennies, mais on ne sait pas si c'est le résultat d'une véritable expansion de l'aire de répartition ou d'une amélioration de la couverture des relevés (Solick *et al.*, 2020).

L'espèce est régulièrement présente en Alberta, mais la reproduction n'a pas été observée (Lausen et Player, 2014). Des femelles actives sur le plan de la reproduction ont été capturées en Saskatchewan (Willis et Brigham, 2003). Des mâles et des femelles ont été couramment capturés pendant la migration automnale dans le marais Delta, au Manitoba, mais les captures de mâles étaient plus de deux fois plus fréquentes que celles des femelles (Barclay, 1984). L'espèce semble commune en Ontario et au Québec d'après les données sur la mortalité dans les parcs éoliens (Bird Studies Canada *et al.*, 2018; Davy *et al.*, 2020). Des individus ont été observés durant l'automne le long du rivage de la baie James (Nagorsen et Nash, 1984), mais les détections sont rares en été dans la région de la baie d'Hudson de l'Ontario (Layng *et al.*, 2019). La présence d'individus a récemment été confirmée à Terre-Neuve (Knowles, 2005; Humber, comm. pers., 2023) et il existe des détections acoustiques au Labrador (Humber, comm. pers., 2023), mais elle n'a pas été confirmée à l'Île-du-Prince-Édouard (Curley *et al.*, 2019) et l'espèce est peu courante en Nouvelle-Écosse. Cependant, au moins un cas de reproduction a été confirmé en Nouvelle-Écosse, où l'espèce pourrait être plus répandue (Broders *et al.*, 2003; Lucas et Hebda, 2011), et sa présence est connue au Nouveau-Brunswick (Klymko, comm. pers., 2020; McAlpine, comm. pers., 2020).

Chauve-souris argentée

La chauve-souris argentée est régulièrement observée dans la plupart des provinces, et son aire de répartition s'étend de la Nouvelle-Écosse (Lucas et Hebda, 2011) à Haida Gwaii, en Colombie-Britannique (Nagorsen et Brigham, 1993; figure 3). Son aire de répartition s'étend jusqu'aux Territoires du Nord-Ouest (Wilson *et al.*, 2014) et au Yukon (Slough et Jung, 2008, Slough *et al.*, 2022). Cependant, la similitude de ses cris d'écholocation avec ceux de la grande chauve-souris brune (*Eptesicus fuscus*) rend difficile la confirmation de sa présence par détection acoustique (Betts, 1998a; Faure-Lacoix *et al.*, 2020). La présence de la chauve-souris cendrée a été récemment confirmée à Terre-Neuve et est soupçonnée au Labrador d'après des observations acoustiques (Humber, comm. pers., 2023). Elle n'a pas été signalée au Nunavut ou à l'Île-du-Prince-Édouard (Curley *et al.*, 2019). Elle est peu courante en Nouvelle-Écosse (Broders *et al.*, 2003), mais on a observé sa reproduction au Nouveau-Brunswick (McAlpine *et al.*, 2021). Des observations au large pendant l'automne et des mentions à Haida Gwaii, en Colombie-Britannique, ainsi qu'à l'île Sable, en Nouvelle-Écosse, laissent croire que cette chauve-souris vole au-dessus des eaux libres et qu'elle migre probablement le long des côtes, comme les deux autres espèces (Lucas et Hebda, 2011; GBIF, 2020). En Ontario, elle est présente aussi loin au nord que la baie James durant la migration (Nagorsen et Nash, 1984), mais elle est peu commune en été dans la région de la baie d'Hudson (Layng *et al.*, 2019).

Au Canada, des observations hivernales ont été faites dans le sud de la Colombie-Britannique, où les individus peuvent résider toute l'année (Nagorsen *et al.*, 1993; Lausen *et al.*, 2022). En hiver, des chauves-souris argentées ont également été signalées aussi loin au nord que le sud-est de l'Alaska (Parker *et al.*, 1997), ce qui veut dire qu'elles passent probablement l'hiver sur toute la côte ouest de la Colombie-Britannique. Certains individus passent l'hiver dans la région des Grands Lacs, au moins jusqu'au parc national de la Pointe-Pelée (Fraser *et al.*, 2017; Kurta *et al.*, 2018; GBIF, 2021). Des observations ont également été faites en hiver en Nouvelle-Écosse (Lucas et Hebda, 2011).

Zone d'occurrence et aire d'occupation

L'aire de répartition estimée de ces espèces est présentée dans les figures 1 à 3. Seules les observations visuelles ont été utilisées pour déterminer l'aire de répartition, à cause des problèmes inhérents à la fiabilité de l'identification acoustique (voir la section **Activités de recherche**). La zone d'occurrence estimée pour les trois espèces serait beaucoup plus grande que le seuil de 20 000 km² pour l'application des critères. L'indice de zone d'occupation (IZO) est également supérieur aux seuils.

Lors de l'élaboration des cartes de l'aire de répartition des trois espèces, on s'est appuyé sur les données de capture, car il est facile d'identifier ces espèces par la taille, la couleur et la morphologie (voir par exemple van Zyll de Jong, 1985; Lausen *et al.*, 2022). Les mentions d'occurrence fondées uniquement sur des données acoustiques n'ont pas été incluses. Bien que les enregistrements des cris d'écholocation des chauves-souris puissent être utilisés pour évaluer des éléments tels que la variation de l'activité globale

des chauves-souris, et que certaines espèces soient identifiables par leurs cris, il existe une variation intraspécifique considérable sur le plan des caractéristiques des cris, ainsi qu'un chevauchement entre les espèces. La variation des cris au sein d'une espèce se produit géographiquement (voir par exemple Thomas *et al.*, 1987; Barclay *et al.*, 1999; Russo *et al.*, 2018a) et selon l'habitat (voir par exemple Broders *et al.*, 2004; Russo *et al.*, 2018a; Findlay et Barclay, 2020) et les conditions environnementales (voir par exemple Chaverri et Quirós, 2017; Jacobs *et al.*, 2017). La variation des caractéristiques des cris enregistrés et donc de l'identification des espèces a également lieu entre les différents dispositifs d'enregistrement, les filtres acoustiques et les programmes d'identification automatique (voir par exemple Clement *et al.*, 2014; Lemen *et al.*, 2015). Enfin, il a été constaté que les programmes d'identification automatique présentaient des erreurs fréquentes lorsqu'ils étaient vérifiés par des experts (voir par exemple Russo et Voigt, 2016, Russo *et al.*, 2018a), notamment en identifiant des bruits comme étant des chauves-souris cendrées et des chauves-souris argentées (Austin *et al.*, 2018).

Les problèmes d'identification des espèces associés aux enregistrements des cris d'écholocation ont conduit de nombreuses études à regrouper les espèces lorsque l'identification précise des cris ne pouvait être garantie. C'est plus fréquemment le cas pour la chauve-souris argentée, qui est souvent regroupée avec la grande chauve-souris brune (voir par exemple Betts, 1998c; Cox *et al.*, 2016; Austin *et al.*, 2018; Neece *et al.*, 2019, Faure-Lacroix *et al.*, 2020). Aux États-Unis, la chauve-souris rousse de l'Est est regroupée avec le *Lasiurus seminolis* (Neece *et al.*, 2019) et la chauve-souris vespérale (*Nycticeius humeralis*) (Cox *et al.*, 2016).

Compte tenu de l'incertitude des détections acoustiques, seuls les relevés d'occurrence des espèces avec preuve visuelle d'identification ont été utilisés pour créer les cartes d'aire de répartition du présent rapport (figures 1, 2, 3,). Ces aires de répartition estimées dépassent de loin les seuils pour la zone d'occurrence et l'IZO. Bien que les aires de répartition soient probablement sous-estimées par rapport aux aires de répartition réelles, cela n'affecte pas la détermination du statut.

Activités de recherche

Les activités de recherche sont généralement rares pour les chauves-souris au Canada et se concentrent dans les zones à forte densité de population et de routes. La couverture des relevés est particulièrement faible dans le nord (Jung *et al.*, 2014), surtout ceux qui utilisent des méthodes capables de fournir une confirmation fiable des occurrences de l'espèce (p. ex. relevés au filet japonais). Il n'y a pas non plus d'observations visuelles de chauves-souris rousses de l'Est dans la plus grande partie de la Colombie-Britannique, bien que des rapports de détections acoustiques donnent à penser que l'espèce pourrait être répandue dans la province (Rae et Lausen, 2021). Les trois espèces sont difficiles à capturer, sauf dans certaines régions pendant la migration, de sorte que les observations visuelles de chauves-souris vivantes sont généralement sporadiques, bien que les carcasses des trois espèces soient souvent récupérées dans le cadre du suivi de la mortalité après la construction de parcs éoliens.

Les relevés acoustiques sont de plus en plus courants dans la plus grande partie du Canada (voir par exemple Maisonneuve *et al.*, 2006; Layng *et al.*, 2019; Faure-Lacroix *et al.*, 2020; Rae et Lausen, 2021). Bien que les trois espèces puissent avoir des propriétés de cris d'écholocation suffisamment différentes pour que l'on tente de les identifier au niveau de l'espèce, elles produisent toutes des vocalisations qui sont facilement confondues avec celles d'autres espèces. Une confiance excessive envers les logiciels de classification automatisés, de fausses hypothèses en raison des bibliothèques de cris de référence incomplètes et des identifications par des opérateurs inexpérimentés rendent souvent les enregistrements d'identification acoustique peu fiables pour la cartographie de l'aire de répartition des espèces et d'autres analyses (Lemen *et al.*, 2015; Russo et Voigt, 2016; Rydell *et al.*, 2017). Peu importe l'espèce, la plupart des mentions provenant de détections acoustiques de chauves-souris au Canada ne sont pas suffisamment détaillées pour permettre une évaluation indépendante de la fiabilité de l'occurrence.

Les cris de la chauve-souris argentée sont particulièrement faciles à confondre avec ceux de la grande chauve-souris brune, tandis que les cris de la chauve-souris rousse de l'Est sont souvent confondus avec ceux de la petite chauve-souris brune (Loeb *et al.*, 2015; Rae et Lausen, 2021). La chauve-souris cendrée est peut-être la plus facile à identifier sur le plan acoustique parce qu'elle pousse des cris d'écholocation à faible pente et à basse fréquence que l'on croit être uniques parmi les chauves-souris canadiennes, bien que certains enregistrements de cris d'écholocation puissent encore être confondus avec ceux d'autres espèces. Aux fins de la cartographie de l'aire de répartition, la priorité est accordée aux observations visuelles.

Les relevés de chauves-souris avec des protocoles suffisamment normalisés pour permettre l'analyse des tendances n'ont commencé que récemment dans la plupart des régions de l'Amérique du Nord, et la couverture reste faible dans la majeure partie des secteurs. Dans certaines régions du Québec, des chauves-souris ont également fait l'objet d'un suivi acoustique dans le cadre du Réseau Chirops, en activité depuis 2000 (Lemaître *et al.*, 2017; Faure-Lacroix *et al.*, 2019, 2020; MFFP, 2022). Des analyses de ces tendances sont en cours (Simard, comm. pers., 2023). Un suivi acoustique est également en cours dans certaines régions du Canada et des États-Unis dans le cadre du Programme nord-américain de suivi des chauves-souris (North American Bat Monitoring Program) (Loeb *et al.*, 2015), mais les données sur les tendances ne sont pas encore disponibles. Les recherches de carcasses dans les parcs éoliens fournissent les données de relevé normalisé les plus complètes qui soient. Cependant, le suivi des chauves-souris dans les parcs éoliens ne dure généralement que quelques années, et les résultats complets ne sont souvent pas rendus publics (Smallwood, 2020).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

De façon générale, l'habitat estival de ces trois espèces de chauves-souris migratrices se caractérise par des sites d'alimentation, d'abreuvement et de repos, ces derniers étant particulièrement importants (Humphrey, 1975; Fenton, 1997). Au Canada, ces chauves-souris utilisent principalement un habitat arboré pour se reposer et se nourrir, et affichent une dépendance particulièrement forte aux arbres comme sites de repos. L'habitat d'alimentation est moins bien connu, mais comprend probablement des milieux aquatiques (Barclay, 1989), des prés, des prairies et des champs à faible altitude, ainsi que des forêts ouvertes, le dessus du couvert des forêts et le long des lisières de forêts. L'habitat d'abreuvement n'est pas bien connu et l'on suppose qu'il est le même que l'habitat d'alimentation aquatique. Les exigences en matière d'habitat hivernal ne sont pas bien connues pour ces espèces.

En tant que généralistes de l'habitat, les trois espèces occupent une grande diversité d'habitats dans leur aire de répartition géographique (Fenton, 1997; Gehrt et Chelsvig, 2004) et peuvent se déplacer efficacement sur de grandes distances pour accéder aux ressources nécessaires (Ethier et Fahrig, 2011). Cependant, la configuration, l'abondance et la qualité des ressources influent sur le caractère adéquat de l'habitat (Duchamp *et al.*, 2007; Hayes et Loeb, 2007). L'utilisation de l'habitat varie durant les saisons et entre celles-ci, et potentiellement entre les sexes; différents milieux sont utilisés selon que les individus occupent leur aire de répartition estivale, migrent ou hivernent (Cryan et Veilleux, 2007).

Chauve-souris cendrée et chauve-souris rousse de l'Est

La chauve-souris cendrée et la chauve-souris rousse de l'Est se reposent généralement dans le feuillage des arbres et parfois des arbustes (Hutchinson et Lacki, 2000; Mager et Nelson, 2001; Elmore *et al.*, 2004; Limpert *et al.*, 2007; Perry *et al.*, 2007; Klug *et al.*, 2012). Ainsi, la disponibilité d'arbres appropriés est importante pour la protection contre les prédateurs et comme sites pour élever la progéniture (Cryan et Veilleux, 2007). Ces deux espèces se reposent seules ou avec leurs petits. Leur comportement solitaire et leur fourrure qui leur permet de bien se camoufler rendent leurs sites de repos très discrets. Ceux-ci sont choisis en fonction de la présence de feuillage en hauteur et d'un espace de vol ouvert en dessous (Mager et Nelson, 2001). Les sites de repos semblent se situer près du bord de la couronne, à des hauteurs suffisantes pour empêcher l'accès des mammifères prédateurs (c.-à-d. > 5 m).

La chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris cendrée utilisent à la fois les forêts de feuillus et de conifères, quelle que soit la classe d'âge (O'Keefe *et al.*, 2009). Dans certaines parties de son aire de répartition, la chauve-souris rousse de l'Est évite les espèces de conifères lorsque des espèces de feuillus convenables sont présentes (Elmore *et al.*, 2004; Perry *et al.*, 2007). Les arbres utilisés comme gîtes de maternité par la chauve-souris cendrée et la chauve-souris rousse de l'Est ont tendance à être de grand

diamètre et de grande taille, atteignant ou dépassant la hauteur du couvert environnant (Mager et Nelson, 2001; Elmore *et al.*, 2004; Kalcounis-Ruppell *et al.*, 2005; Willis et Brigham, 2005; Limpert *et al.*, 2007; Perry et Thill, 2007; Klug *et al.*, 2012). Des chauves-souris rousses de l'Est mâles, en particulier, ont été observées en train d'utiliser de jeunes arbres comme sites de repos, ce que l'on constate rarement chez les femelles reproductrices (Perry *et al.*, 2007).

Des sites de repos orientés vers le sud qui permettent un réchauffement passif par le soleil peuvent être choisis par les chauves-souris reproductrices, et les sites de repos sont généralement situés dans des arbres abrités du vent (Willis et Brigham, 2005; Klug *et al.*, 2012). Les chauves-souris rousses de l'Est semblent choisir des sites moins exposés aux températures extrêmes (Hutchinson et Lacki, 2000).

Les individus et les groupes familiaux de chauves-souris cendrées et de chauves-souris rousses de l'Est utilisent généralement plusieurs arbres pendant la période de reproduction, mais les individus font preuve d'une grande fidélité interannuelle à l'aire de repos, ce qui laisse croire qu'ils n'ont pas besoin d'une grande zone pour se reposer (Elmore *et al.*, 2005; Willis et Brigham, 2005; Perry et Thill, 2007; Walters *et al.*, 2007; Klug *et al.*, 2012). Dans le Mississippi, les chauves-souris rousses de l'Est d'une variété de classes de sexe et d'âge avaient des aires de repos d'une moyenne de moins d'un hectare de juin à août (Elmore *et al.*, 2005), malgré le fait que les chauves-souris changent fréquemment de sites de repos parmi les arbres disponibles dans ces zones. Dans l'Illinois, l'aire moyenne de repos pour dix individus (adultes mâles et femelles et juvéniles) était beaucoup plus grande (90 ha), et le changement de site de repos pendant des jours consécutifs était courant (58 de 61 observations) (Mager et Nelson, 2001).

On dispose de peu d'information concernant le changement de site de repos et d'aire de repos pour la chauve-souris cendrée. Dans le New Hampshire, une famille de chauves-souris cendrées s'est reposée dans 6 arbres différents sur une période de 10 jours, avec une distance moyenne entre les sites de repos consécutifs de 42 m et un domaine vital de 0,5 ha (Veilleux *et al.*, 2009). En revanche, les femelles allaitantes du Manitoba changent rarement de site de repos (Klug *et al.*, 2012), et des chauves-souris cendrées femelles en Saskatchewan ont utilisé la même épinette blanche (*Picea glauca*) pendant plusieurs semaines consécutives (Willis et Brigham, 2005).

La chauve-souris cendrée se nourrit dans un milieu ouvert, et l'habitat convenable peut être constitué de milieux humides, de prairies et de champs ouverts comportant des arbres épars (Barclay, 1985; 1989). La chauve-souris rousse de l'Est se nourrit à la fois dans un habitat forestier et non forestier, dans un habitat ouvert et semi-encombré, à la fois au-dessus et au-dessous du couvert forestier, et dans des forêts à des stades précoces et avancés (Hutchinson et Lacki, 1999; Jung *et al.*, 1999; Menzel *et al.*, 2005; Loeb et O'Keefe, 2006). La réutilisation des zones de recherche de nourriture au cours de plusieurs nuits semble être courante (Hutchinson et Lacki, 2000; Walters *et al.*, 2007; Amelon *et al.*, 2014).

Les chauves-souris de la tribu Lasiurini peuvent se nourrir dans de grands espaces ouverts, telles que les zones de coupe à blanc, mais la relation entre la taille de ces zones et le caractère convenable de l'habitat est mal comprise. Plusieurs études indiquent que l'activité des chauves-souris cendrées et des chauves-souris rousses de l'Est est plus élevée dans les peuplements exploités (coupes à blanc ou partielles), ou qu'elle n'est pas significativement différente, par rapport aux peuplements non exploités (Erickson et Hecker, 1996; Carter *et al.*, 2003; Owen *et al.*, 2004; Brooks, 2009; Morris *et al.*, 2010; Ethier et Fahrig, 2011; Jantzen et Fenton, 2013; Rodriguez-San Pedro et Simonetti, 2015; Cox *et al.*, 2016). Cependant, ces tendances ne s'appliquent pas nécessairement à tous les types de forêts. Bien que les lisières soient souvent utilisées pour la recherche de nourriture, une fragmentation ou un défrichement excessifs peuvent réduire la qualité de l'habitat (Hutchinson et Lacki, 1999; Amelon *et al.*, 2014). Les milieux fortement perturbés, tels que les développements urbains denses, les corridors de transport et les mines, sont généralement évités (Hutchinson et Lacki, 2000; Walters *et al.*, 2007). La recherche de nourriture peut se faire autour des lumières, qui attirent les papillons de nuit (Furlonger *et al.*, 1987; Hickey *et al.*, 1996).

Les individus des trois espèces migrent des aires d'estivage vers les zones d'hivernage, puis hibernent. On en sait relativement peu sur les détails entourant la migration et l'hibernation. Les chauves-souris rousses de l'Est et les chauves-souris cendrées passent l'hiver dans le sud des États-Unis, mais les voies migratoires sont inconnues. L'utilisation de l'habitat peut changer de façon saisonnière lorsque les chauves-souris se déplacent entre l'habitat de reproduction estival et l'habitat d'hivernage (Cryan et Veilleux, 2007). Pendant la migration, les tendances relatives à la mortalité liée aux parcs éoliens laissent croire que les deux espèces, ainsi que la chauve-souris argentée, traversent des prairies ouvertes, des champs agricoles et d'autres grands espaces ouverts, mais peuvent encore choisir des itinéraires proches des milieux forestiers, tels que les bois riverains ou les forêts associées aux contreforts (Baerwald et Barclay, 2009). On a observé des chauves-souris cendrées migratrices utilisant des îles au large de la côte ouest (Cryan et Brown, 2007) et des îles-barrières sur la côte est (True *et al.*, 2021), ainsi que des chauves-souris rousses de l'Est volant au-dessus de l'océan sur la côte est (Hatch *et al.*, 2013). L'utilisation de sites de repos pendant la migration semble être plus variable que pendant la période de maternité. Des sites de repos sans feuillage sont parfois utilisés et comprennent les arbustes, les ponts et les façades de bâtiments (Shump et Shump, 1982a; Hendricks *et al.*, 2005; Andrusiak, 2008).

L'écologie hivernale de la chauve-souris cendrée est peu connue. Comme pour la chauve-souris rousse de l'Est, sa répartition hivernale comprend des climats plus chauds dans le sud des États-Unis. Une chauve-souris cendrée mâle suivie à l'aide d'une étiquette GPS a passé une période d'hibernation de six mois dans une forêt de séquoias (*Sequoia sempervirens*) du nord-ouest de la Californie (Weller *et al.*, 2016). Un individu (sexe et âge inconnus) a également été enregistré en train d'hiberner pendant plus de 12 jours dans un petit arbuste du centre du Mexique (Marin *et al.*, 2021). Des chauves-souris cendrées ont été aperçues en train de se reposer (ou d'hiberner) dans de la barbe grise (*Tillandsia usneoides*) au cours de l'hiver (Sherman, 1956), un comportement qui a également été noté pour d'autres chauves-souris de la tribu Lasiurini (Constantine, 1959), et pour lequel la couleur de leur pelage fournit un camouflage.

Les chauves-souris rousses de l'Est hibernent sous la litière de feuilles pendant les périodes froides (Moorman, 1999; Mormann et Robbins, 2007). La plupart des chauves-souris rousses de l'Est du Missouri utilisaient des sites de repos dans la litière de feuilles pendant les périodes hivernales où la température ambiante était inférieure à 10 °C (Mormann et Robbins, 2007). Les périodes de torpeur (c.-à-d. baisse du rythme métabolique et de la température corporelle) peuvent durer plusieurs jours, mais les individus peuvent être actifs pendant les jours chauds de l'hiver (Whitaker *et al.*, 1997).

Chauve-souris argentée

La chauve-souris argentée se repose principalement sous l'écorce et dans les cavités des arbres, ce qui la rend dépendante d'un habitat où l'on trouve de grands arbres en décomposition. L'espèce se repose dans une variété de conifères et de feuillus de grand diamètre (Bohn, 2017). Les femelles reproductrices se reposent généralement en petits groupes dans les cavités des arbres ou sous l'écorce (Parsons *et al.*, 1986; Mattson *et al.*, 1996; Betts, 1998a, b; Crampton et Barclay, 1998; Vonhof et Gwilliam, 2007). Prises dans leur ensemble, les données indiquent que l'espèce choisit des caractéristiques spécifiques des arbres pour s'y reposer. Toutefois, ces caractéristiques ne sont pas spécifiques à des espèces ou à des types d'arbres particuliers (feuillus ou conifères spécifiquement) dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce. Les espèces et les types d'arbres utilisés pour se reposer diffèrent selon les régions, mais la taille, la hauteur, l'aspect du site de repos et la température de la cavité sont des caractéristiques importantes (Kalcounis-Ruppell *et al.*, 2005).

Les feuillus (notamment les *Populus* spp.) présentent souvent des caractéristiques de décomposition qui les rendent idéaux comme sites de repos, en particulier dans les forêts plus anciennes où ces caractéristiques sont plus susceptibles de se trouver (Campbell *et al.*, 1996; Crampton et Barclay, 1998; Jung *et al.*, 1999). Les infections par la pourriture du cœur à l'emplacement de cassures des branches donnent souvent lieu à de grandes chambres intérieures bien protégées (Parsons *et al.*, 2003), et les grandes feuilles d'écorce exfoliées sont idéales pour se reposer. Dans d'autres parties de l'aire de répartition de l'espèce, des conifères sont utilisés (Campbell *et al.*, 1996; Mattson *et al.*, 1996; Vonhof et Barclay, 1996). Plusieurs études mentionnent l'utilisation fréquente d'anciennes cavités de pics (Parsons *et al.*, 1986; Mattson *et al.*, 1996; Vonhof et Barclay, 1996).

Les changements de sites de repos sont fréquents, même chez les femelles reproductrices ayant des petits (Betts, 1998b; Crampton et Barclay, 1998). Dans le nord de l'Alberta, des chauves-souris argentées ont utilisé des sites de repos pendant une moyenne de 2,7 jours avant de changer (Crampton et Barclay, 1998), ce qui est semblable aux 2,9 jours observés en Oregon (Betts, 1998b). La distance entre les sites de repos consécutifs varie, avec des moyennes de 280 m dans le nord de l'Alberta (n = 5; Crampton et Barclay, 1998) et de 183 m en Colombie-Britannique (n = 3; Vonhof et Barclay, 1996).

Contrairement aux chauves-souris de la tribu Lasiurini, pour lesquelles l'utilisation de structures anthropiques est rare, la chauve-souris argentée peut occasionnellement se reposer dans ou sur des bâtiments, en particulier pendant la migration lorsque les sites de repos naturels peuvent être rares (Schowalter *et al.*, 1978a; McGuire *et al.*, 2012).

L'alimentation des chauves-souris argentées est difficile à évaluer, en partie parce que l'espèce pousse des cris d'écholocation similaires à ceux des grandes chauves-souris brunes (Betts, 1998a). La chauve-souris argentée se nourrit dans les forêts jeunes et anciennes, ainsi que dans les clairières (trouées dans le couvert), mais elle se concentre le long des lisières forestières (Crampton et Barclay, 1995; Jung *et al.*, 1999; Hogberg *et al.*, 2002; Jantzen et Fenton, 2013) et dans les forêts intactes (Patriquin et Barclay, 2003). L'utilisation des trouées dans le couvert des forêts de pins anciennes (Jung *et al.*, 1999) laisse penser que l'espèce utilise une stratégie de recherche de nourriture de type « ligne de pièges » (voir par exemple Saleh et Chittka, 2007), en vérifiant la disponibilité nocturne des proies dans des parcelles d'habitat spécifiques à ces forêts. Comme pour d'autres espèces migratrices, les zones riveraines peuvent être particulièrement importantes en tant qu'habitat de halte migratoire et corridors de migration dans des paysages autrement inhospitaliers (Barclay *et al.*, 1988).

La chauve-souris argentée passe l'hiver aux États-Unis, dans le sud-est de la Colombie-Britannique (Cryan, 2003; Lausen et Hill, 2016; Lausen *et al.*, 2022) et parfois dans la région des Grands Lacs. Aux États-Unis, elle passe l'hiver sur la côte pacifique nord-ouest, dans certaines régions du sud-ouest et dans les latitudes moyennes de l'est, au sud du Michigan et à l'est du fleuve Mississippi (Cryan, 2003). Dans le sud-est de la Colombie-Britannique, des chauves-souris argentées ont été observées en train d'hiberner dans des mines, des crevasses de rochers, des arbres et des chicots (Lausen et Hill, 2016; Lausen *et al.*, 2022). On sait peu de choses sur son écologie hivernale.

Tendances en matière d'habitat

Comme les trois espèces ont besoin de grands arbres pour se reposer, et que les individus et les colonies changent fréquemment de sites de repos durant l'été, les peuplements forestiers constituent un habitat essentiel. La conversion historique des forêts en zones agricoles ou urbaines est fréquente dans certaines parties de l'aire de répartition canadienne des trois espèces, en particulier dans le sud de l'Ontario, du Québec, de l'Alberta et de la Colombie-Britannique. Dans d'autres régions, l'exploitation forestière et le reboisement éliminent les grands arbres en décomposition et peuvent réduire l'habitat de repos potentiel. Cependant, dans d'autres régions, comme le sud-est de l'Ontario, des zones autrefois cultivées ont été reboisées dans un passé récent (des années 1930 aux années 1990; Lancaster *et al.*, 2008), ce qui a probablement augmenté la quantité d'habitat d'estivage. L'augmentation de la fréquence et de l'intensité des incendies de forêt due aux changements climatiques est également susceptible de réduire l'habitat de repos. En résumé, la tendance générale de l'habitat est probablement à la baisse pour les trois espèces dans certaines parties du Canada, stable dans d'autres, et à la hausse dans d'autres encore, ce qui se traduit par un effet net global inconnu.

BIOLOGIE

Général

Sauf indication contraire, l'information suivante sur la biologie générale et la reproduction des trois espèces proviennent de Shump et Shump (1982a, b) et de Kunz (1982).

Les trois espèces sont des insectivores stricts, qui consomment une vaste gamme d'insectes, en particulier les suivantes : lépidoptères, coléoptères, hémiptères, diptères, homoptères, orthoptères, hyménoptères, trichoptères et odonates (voir également Reimer *et al.*, 2010; Newbern et Whidden, 2019). Elles attrapent leurs proies en vol durant une chasse aérienne. On a parfois observé des chauves-souris cendrées en train de tuer des espèces de chauves-souris plus petites, mais on ne sait pas si elles les consomment (Brokaw *et al.*, 2016; Wine *et al.*, 2019).

Cycle vital et reproduction

Bien que l'on sache peu de choses sur la reproduction, on peut déduire d'autres espèces du Canada qu'elles peuvent avoir de nombreux partenaires et que l'accouplement a lieu pendant la migration de la fin de l'été/l'automne et pendant l'hiver. Les femelles stockent le sperme pendant l'hiver et ovulent au printemps. La gestation dure de 50 à 60 jours chez la chauve-souris argentée et de 80 à 90 jours chez les chauves-souris de la tribu Lasiurini, et les petits des trois espèces naissent à la fin du mois de juin ou au début du mois de juillet. La taille des portées est de un à deux petits pour la chauve-souris cendrée et la chauve-souris argentée et de un à quatre petits pour la chauve-souris rousse de l'Est, ce qui est exceptionnel parmi les espèces de chauves-souris du Canada. Les migrations sur de longues distances vers des régions au climat plus doux peuvent permettre des portées plus grandes, car il est moins nécessaire que la progéniture mature rapidement et accumule des réserves de graisse avant l'hiver (Klug et Barclay, 2013). Les *Lasiurus* sont le seul genre en Amérique du Nord qui possède deux paires de mamelons (tous les autres n'en ont qu'une), ce qui est probablement associé à la taille plus importante des portées (Simmons, 1993). Les petits des chauves-souris argentées et des chauves-souris rousses de l'Est sont sevrés à environ cinq à six semaines; ceux des chauves-souris cendrées le sont à sept semaines (Koehler et Barclay, 2000). La maturité sexuelle survient généralement au cours de la première année (Cryan *et al.*, 2012), et la reproduction a lieu probablement tout au long de la vie.

Les chauves-souris argentées femelles forment de petites colonies de maternité, mais les chauves-souris cendrées et les chauves-souris rousses de l'Est restent solitaires. Le nombre de chauves-souris argentées émergeant de colonies de reproduction était en moyenne de 9,1 individus par colonie ($n = 10$ colonies, maximum = 24 individus) dans le nord de l'Alberta (Crampton et Barclay, 1998), de 5 à 21 individus ($n = 4$ colonies) dans le sud de la Colombie-Britannique (Vonhof et Barclay, 1996) et de 5 à 16 individus en Oregon ($n = 8$ colonies; Betts, 1998a, b).

Durée d'une génération

Bien qu'ils soient nécessaires pour estimer la durée d'une génération, les indices vitaux autres que la taille des portées (c.-à-d. la survie, la longévité, la fécondité spécifique à l'âge, etc.) n'ont pas été bien étudiés pour ces espèces. Les quelques données disponibles dans le calculateur de génération de l'UICN (IUCN, 2021) ont été utilisées pour estimer la durée d'une génération, bien que ces estimations aient été considérées comme la limite inférieure pour chaque espèce. Des renseignements supplémentaires ont été recueillis pour estimer la limite supérieure. Ces valeurs sont utilisées comme des choix prudents pour évaluer les menaces générationnelles.

La durée d'une génération peut être estimée à partir des taux de survie et de la fécondité en utilisant le calculateur de l'UICN. Dans le cas de la chauve-souris cendrée, le taux de survie a été estimé à 0,34 au cours de la première année de vie, et de 0,52 par an par la suite, avec un nombre moyen de petits par femelle estimé à 1,12 au cours de la première année et à 1,50 par la suite (Frick *et al.*, 2017). À partir de ces chiffres, le calculateur de l'UICN a permis d'estimer la durée d'une génération à 2,23 ans. Pacifici *et al.* (2013) ont utilisé des déductions basées sur le calculateur de l'UICN pour estimer la durée d'une génération pour tous les mammifères. Ces auteurs ont estimé la durée d'une génération de la chauve-souris cendrée à 5,6 ans, et Friedenber et Frick (2021) proposent également de 5 à 6 ans pour cette espèce. Dans le présent rapport, on utilise 6 ans comme limite supérieure de la durée d'une génération.

La taille moyenne des portées pour la chauve-souris rousse de l'Est a été estimée à 2,3 (Shump et Shump, 1982b) ou 3,13 (n = 31 adultes femelles; Ammerman *et al.*, 2019). Compte tenu de la taille de la portée plus importante par rapport aux deux autres espèces, et en supposant une population stable avant les causes anthropiques de déclin, on déduit que les taux de survie sont plus faibles pour cette espèce comparativement à ceux de la chauve-souris cendrée et de la chauve-souris argentée, avec un taux de 0,2 au cours de la première année, et de 0,4 par la suite. En utilisant ces estimations et l'une ou l'autre des valeurs de fécondité, on a obtenu au moyen du calculateur de l'UICN une durée de génération de 2,2 à 2,3 ans. Pacifici *et al.* (2013) ont estimé la durée d'une génération pour la chauve-souris rousse de l'Est à 5,6 ans en utilisant des données provenant de taxons étroitement apparentés ayant une masse corporelle comparable. Dans le présent rapport, on utilise 6 ans comme limite supérieure de la durée d'une génération.

On ne dispose pas d'estimations de la survie et de la fécondité moyenne pour la chauve-souris argentée, mais comme elle a une taille de portée similaire à celle de la chauve-souris cendrée (1-2 petits), il a été déduit que les valeurs de survie et de fécondité moyenne sont similaires à celle de la chauve-souris cendrée et, donc, que la durée d'une génération est d'environ deux ans. Une autre méthode d'estimation de la durée d'une génération repose sur l'âge moyen des individus reproducteurs dans une population. L'âge moyen des chauves-souris argentées capturées (n = 46) en Alberta était de 3,2 ans, estimé à partir de l'analyse des anneaux dentaires (Schowalter *et al.*, 1978b). Par conséquent, l'estimation de la durée d'une génération pour la chauve-souris argentée se situerait entre

deux et trois ans. Pacifici *et al.* (2013) ont estimé la durée d'une génération de cette espèce à quatre ans. Dans le présent rapport, on utilise quatre ans comme limite supérieure de la durée d'une génération.

Bien que les données disponibles appliquées au calculateur de l'UICN laissent penser à une durée de génération d'environ deux ans, le consensus des experts (Barclay et Harder, 2003, Pacifici *et al.*, 2013) indique qu'une durée de génération plus longue est plus probable et en accord avec la tendance générale observée chez les chauves-souris qui indique un cycle vital plus lent. Les limites supérieures ont été utilisées pour évaluer les menaces et les taux de changement et, dans la mesure du possible, des fourchettes sont fournies.

Physiologie et adaptabilité

Les trois espèces se nourrissent principalement d'insectes capturés par chasse aérienne (Barclay, 1985; Furlonger *et al.*, 1987). Pour survivre en l'absence de nourriture, les chauves-souris du Canada utilisent une stratégie ou une combinaison de deux stratégies : migration et hibernation. Ces trois espèces migrent sur de plus longues distances que toutes les autres espèces de chauves-souris du Canada, traversant souvent les frontières provinciales et nationales pour passer l'hiver dans des régions où le climat est plus favorable. Les trois espèces peuvent encore hiberner une fois qu'elles atteignent leur habitat hivernal, mais la migration vers des climats plus chauds prolonge la période pendant laquelle elles peuvent se nourrir et réduit leur exposition à des conditions hivernales extrêmes.

Comme d'autres chauves-souris de la famille des Vespertilionidés des zones tempérées, les trois espèces peuvent avoir recours à la torpeur quotidienne ou à l'hibernation (Dunbar, 2007; Dunbar et Tomasi, 2006; Willis *et al.*, 2006; Weller *et al.*, 2016; Marin *et al.*, 2020). Les trois espèces, en particulier la chauve-souris cendrée et la chauve-souris rousse de l'Est, ont une fourrure isolante qui s'étend sur la membrane caudale, ce qui leur confère une certaine protection contre le froid. Dans une certaine mesure, ces espèces peuvent répondre aux changements d'habitat, de climat, de disponibilité alimentaire et de besoins physiologiques en ajustant la fréquence, la durée et la profondeur des épisodes de torpeur (Dunbar et Brigham, 2010; Klug et Barclay, 2013; Geiser *et al.*, 2018). La capacité de ces espèces à s'adapter à différentes conditions peut contribuer à expliquer la vaste répartition de ces chauves-souris en Amérique du Nord.

Contrairement à d'autres espèces de chauves-souris au Canada, la chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris cendrée ne passent pas l'hiver au pays. Leur aire de répartition nordique pendant l'hiver est probablement limitée par la température hivernale et, pour la chauve-souris rousse de l'Est, par la disponibilité d'hibernacles convenables (sous la litière de feuilles) et par l'épaisseur du manteau neigeux.

Aux États-Unis, les chauves-souris rousses de l'Est hibernent sous la litière de feuilles et pourraient être vulnérables aux brûlages dirigés et aux feux de forêt pendant cette période (Moorman, 1999; Mormann et Robbins, 2007). On ne sait pratiquement rien des sites d'hibernation de la chauve-souris cendrée, mais ils semblent se trouver dans des forêts (Weller *et al.*, 2016) où l'espèce pourrait être exposée aux incendies et à l'exploitation forestière. En Colombie-Britannique, la chauve-souris argentée hiberne dans des cavités d'arbres, des crevasses de rochers, des grottes ou des mines en fonction des conditions climatiques et de ce qui est disponible localement (Lausen et Hill, 2016; Lausen *et al.*, 2022), et elle pourrait donc être vulnérable à l'exploitation forestière ou à d'autres perturbations au cours de l'hiver.

Aucune des trois espèces ne se repose fréquemment dans des structures anthropiques. Dans une certaine mesure, elles peuvent traverser des paysages perturbés par l'humain pour atteindre des parcelles restantes de ressources convenables. Si cette capacité leur permet d'occuper des zones fortement perturbées par l'humain, comme les villes, elle leur fait courir un plus grand risque de rencontrer des éoliennes situées dans des champs agricoles et d'autres milieux de faible qualité.

On a émis l'hypothèse selon laquelle les différences dans le système respiratoire des chauves-souris et des oiseaux rendent les premières plus sensibles au barotraumatisme causé par les différences de pression autour des pales des éoliennes; des inspections visuelles des carcasses de chauves-souris récupérées dans des parcs éoliens ont permis d'observer des blessures compatibles avec cette hypothèse (Baerwald *et al.*, 2008; Brownlee et Whidden, 2011). Cependant, la plupart des cas de mortalité ont été associés à des collisions (Rollins *et al.*, 2012).

Ces trois espèces sont les seules chauves-souris du Canada pour lesquelles la plupart des mâles et des femelles atteignent la maturité sexuelle au cours de leur première année (Cryan *et al.*, 2012). Une maturité sexuelle plus précoce et un rendement reproductif accru peuvent aider à compenser la mortalité plus élevée associée à la migration (Fleming *et al.*, 2003).

Dispersion et migration

Dispersion

Les chauves-souris cendrées et les chauves-souris argentées adultes femelles retournent aux mêmes gîtes ou colonies de maternité pendant plusieurs années (Baerwald et Barclay, données inédites). Cependant, on sait peu de choses sur la dispersion de ces trois espèces. Il y a peu d'observations provenant de la recapture pour ces espèces, car il n'y a pas d'activités concertées de baguage en Amérique du Nord; il y a donc peu de données sur les juvéniles qui retournent dans leur lieu de naissance ou dans d'autres zones. De plus, la capture de juvéniles est peu courante, sauf dans les aires de reproduction connues, comme le marais Delta, au Manitoba (Barclay, 1984, 1985, 1986), et dans les collines Cypress, en Alberta et en Saskatchewan (Willis et Brigham, 2005; Willis *et al.*, 2006; Bohn, 2017; Green *et al.*, 2020), ce qui complique également les estimations de la dispersion.

Utilisation de l'espace

Les trois espèces, mais surtout la chauve-souris cendrée, volent rapidement et utilisent un habitat ouvert. Des arbres sont nécessaires pour le repos, ce qui concentre probablement l'activité là où il y a des arbres convenables, comme le long des corridors riverains. Relativement parlant, ces chauves-souris sont moins adaptées au vol dans des environnements encombrés que la plupart des autres chauves-souris du Canada (Barclay, 1985, 1986).

Les caractéristiques des cris d'écholocation de ces trois espèces permettent de détecter les insectes volants de grande taille sur des distances relativement longues, ce qui permet à ces chauves-souris de voler rapidement, en particulier la chauve-souris cendrée (Barclay, 1986). La recherche de nourriture peut se faire dans une variété de paysages, mais elle est probablement concentrée dans les zones où les coléoptères et les papillons de nuit sont abondants et accessibles. Ces zones comprennent le couvert forestier ou les lisières (Furlonger *et al.*, 1987; Kalcounis *et al.*, 1999), le long des cours d'eau et des lacs (Barclay, 1985; Holloway et Barclay, 2000) et autour des lumières d'origine humaine (Barclay, 1985; Furlonger *et al.*, 1987; Hickey *et al.*, 1996). Au Manitoba, des chauves-souris cendrées s'alimentent jusqu'à 20 km de leurs sites de repos, la distance maximale moyenne d'alimentation étant d'environ 6,3 km pour les femelles en lactation (Barclay, 1989). Les chauves-souris cendrées peuvent utiliser le même arbre de repos pendant la plus grande partie de la période de reproduction et font preuve d'une grande fidélité d'une année à l'autre, ce qui laisse supposer une petite aire de repos dans leur domaine vital (Willis et Brigham, 2005; Perry et Thill, 2007; Klug *et al.*, 2012).

Les chauves-souris rousses de l'Est sont capables de naviguer dans des environnements semi-encombrés, mais font également des vols rapides dans des milieux ouverts (Shump et Shump, 1982b; Menzel *et al.*, 2005). La recherche de nourriture peut se faire dans des milieux forestiers et non forestiers, dans des milieux ouverts et semi-encombrés, au-dessus et au-dessous du couvert forestier et dans des forêts jeunes et anciennes (Hutchinson et Lacki, 1999; Menzel *et al.*, 2005; Loeb et Keefe, 2006). Les chauves-souris rousses de l'Est en lactation dans le Missouri parcouraient une distance maximale de recherche de nourriture de 20 km à partir de leurs sites de repos diurnes, et une zone moyenne de recherche de nourriture de 1 357 hectares (Amelon *et al.*, 2014). En revanche, dans le Mississippi, des individus de cette espèce ont parcouru une distance maximale de 1,2 km entre les sites de repos diurnes et les aires de recherche de nourriture et avaient une aire de recherche de nourriture moyenne de 94 ha (Elmore *et al.*, 2005). Les mâles peuvent avoir des aires de recherche de nourriture plus grandes que celles des femelles (Hutchinson et Lacki, 1999; Elmore *et al.*, 2005).

Comme la chauve-souris cendrée, la chauve-souris rousse de l'Est est probablement très fidèle à de petites aires de repos dans son domaine vital d'été (Elmore *et al.*, 2005; Walters *et al.*, 2007). Dans le Kentucky, les sites de repos utilisés par des mâles ou des femelles se trouvaient généralement dans une zone de 40 m² pendant l'été (Hutchinson et Lacki, 2000).

Les chauves-souris argentées se nourrissent dans les forêts jeunes et anciennes, ainsi que dans les clairières, mais se concentrent vraisemblablement le long des lisières (Crampton et Barclay, 1995; Hogberg *et al.*, 2002; Jantzen et Fenton, 2013). En Colombie-Britannique, quelques femelles d'une même colonie se sont déplacées en moyenne sur 390 m entre leurs sites de capture et de repos (Vonhof et Barclay, 1996). Dans le Dakota du Sud, des individus se sont déplacés en moyenne sur 2 060 m entre leurs sites de capture et de repos (Mattson *et al.*, 1996).

Migration

Les trois espèces sont des migratrices de longue distance, les chauves-souris cendrées couvrant les plus grandes distances entre ses aires de répartition saisonnières. En effet, elles se déplacent depuis le Canada en été vers le sud des États-Unis et le Mexique en hiver (Cryan, 2003; Cryan *et al.*, 2014a). Les chauves-souris rousses de l'Est migrent probablement depuis le Canada vers le sud-est des États-Unis (Cryan, 2003). On sait que les chauves-souris argentées utilisent des haltes à Long Point, en Ontario (McGuire *et al.*, 2012), pour reconstituer leurs réserves de graisse avant de reprendre leur migration (King et Farner, 1963; Hedenström, 2008), mais il n'existe pas de telles données pour les chauves-souris cendrées ou les chauves-souris rousses de l'Est.

La migration des chauves-souris cendrées a été étudiée grâce à la détection acoustique et aux données de capture. Les données de capture de chauves-souris cendrées indiquent une arrivée printanière au Canada entre la fin mai et le début juin et un départ à partir de la mi-août (Barclay, 1984; Koehler et Barclay, 2000; Green *et al.*, 2020). En outre, l'analyse des isotopes stables laisse croire que les chauves-souris parcourent régulièrement de longues distances à travers un gradient latitudinal (Baerwald *et al.*, 2014; Cryan *et al.*, 2014a), qu'elles se déplacent entre l'intérieur du continent et les régions côtières (Cryan *et al.*, 2014a) et qu'elles survolent l'océan ouvert pour atteindre des îles (Cryan et Brown, 2007; True *et al.*, 2021). Des données récentes provenant de Californie montrent que les chauves-souris cendrées mâles effectuent une migration aller-retour de plus de 1 000 km entrecoupée de périodes d'hibernation (Weller *et al.*, 2016). Les sites spécifiques d'hibernation ne sont pas bien connus, mais comprennent l'hibernation dans des crevasses rocheuses en Californie (Reyes, comm. pers., 2020) et dans la végétation au Mexique (Marín *et al.*, 2021).

Les habitudes migratoires des chauves-souris rousses de l'Est sont moins bien connues, mais leurs comportements généraux seraient semblables à ceux des chauves-souris cendrées (Shump et Shump, 1982a, b; Cryan *et al.*, 2014a).

La migration des chauves-souris argentées pourrait être plus nuancée que celle des deux autres espèces. Au Manitoba, les premiers individus arrivent au début de mai, et les derniers partent à la mi-septembre (Barclay, 1984). Certaines chauves-souris argentées capturées en hiver dans des sites d'Amérique du Nord n'étaient pas très éloignées de leur aire d'estivage (c.-à-d. < 150 km), d'après l'analyse des isotopes stables de la fourrure. On estime que d'autres individus se sont déplacés jusqu'à 2 500 km (Fraser *et al.*, 2017). En outre, il existe des preuves que les chauves-souris argentées passent l'hiver à des

latitudes relativement septentrionales (Beer, 1956; Gosling, 1977; Izor, 1979; Falxa, 2007), y compris en Colombie-Britannique (Nagorsen *et al.*, 1993; Lausen et Hill, 2016) et en Saskatchewan (Brigham, 1995), ce qui donne là encore à penser qu'elles ne parcourent pas toujours de longues distances pour hiberner. Une migration de type « saute-mouton », selon laquelle des sous-populations d'organismes migrent au-delà des autres (Alerstam et Högstedt, 1980), a également été signalée (Fraser *et al.*, 2017). L'activité hivernale des chauves-souris argentées a été observée grâce à des enregistrements acoustiques dans le nord des États-Unis (Falxa, 2007), dans le sud-est de l'Alaska (Blejwas *et al.*, 2014), possiblement dans le sud de l'Ontario (GBIF, 2021) et en Colombie-Britannique grâce à la radiotélémétrie (Lausen et Hill, 2016). L'activité hivernale des autres espèces migratrices est faible ou inexistante à ces latitudes (Cryan, 2003).

Relations interspécifiques

Les interactions entre ces trois espèces migratrices, ainsi qu'avec d'autres espèces, ne sont pas bien comprises, mais peuvent inclure la concurrence et la prédation.

En Colombie-Britannique, des chauves-souris argentées ont été observées en train d'hiberner avec des vespertillons de Californie (*Myotis californicus*) et des oreillards de Townsend (*Corynorhinus townsendii*; Lausen, comm. pers., 2020), souvent en contact direct, ce qui leur procure vraisemblablement des avantages thermiques mutuels. Des comportements agonistiques et agressifs interspécifiques de chauves-souris cendrées envers d'autres chauves-souris ont été consignés, y compris des cas apparents où elles ont tué des chauves-souris plus petites (Bishop, 1947; Brokaw *et al.*, 2016; Wine *et al.*, 2019). Malgré ces rares observations, c'est probablement surtout pour la nourriture que les espèces de chauves-souris entrent en concurrence. Cependant, les espèces similaires sur le plan éco-morphologique ont généralement évolué pour partager les ressources en proies, réduisant ainsi la concurrence (p. ex. Aguirre *et al.*, 2002, 2003; Vesterinen *et al.*, 2018; Salinas-Ramos *et al.*, 2020). Les chauves-souris peuvent aussi entrer en concurrence avec les oiseaux insectivores pour la nourriture, bien que l'activité nocturne des chauves-souris réduise cette concurrence (Speakman, 1991).

Les principaux prédateurs de ces trois espèces de chauves-souris sont inconnus, mais la fréquence de la prédation est probablement faible. Les prédateurs connus sont les suivants : Geai bleu (*Cyanocitta cristata*; Elwell, 1962; Hoffmeister et Downes, 1964), Pie d'Amérique (*Pica hudsonia*), Corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*), Pie-grièche migratrice (*Lanius ludovicianus*; Sarkozi et Brooks, 2003), diverses espèces d'hiboux et de chouettes (Thomsen, 1971; Forsman *et al.*, 2004), Épervier brun (*Accipiter striatus*; Downing et Baldwin, 1961), Crécelle d'Amérique (*Falco sparverius*; Church, 1967), chat domestique (*Felis catus*; Ancillotto *et al.*, 2013; Mcruer *et al.*, 2017) et moufette rayée (*Mephitis mephitis*; Sperry, 1933).

La variante de la rage de la chauve-souris argentée a été associée de manière disproportionnée aux cas de rage humaine, bien que cela soit rare en Amérique du Nord (Constantine, 1979, Fenton *et al.*, 2020). Les taux de rage dans les populations de ces espèces qui volent librement sont probablement faibles. Dans des échantillons de chauves-souris recueillis dans des parcs éoliens en Alberta, le test de dépistage de la rage s'est avéré positif chez 0 chauve-souris cendrée sur 120 et chez 1 (1 %) chauve-souris argentée sur 96 (Klug *et al.*, 2011).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

En général, l'abondance des chauves-souris est difficile à déterminer, étant donné que ce sont de petits animaux nocturnes mobiles. Ceci est particulièrement vrai pour ces trois espèces de chauves-souris migratrices, car elles sont souvent rares dans les rassemblements locaux de chauves-souris (Crampton et Barclay, 1998; Jung *et al.*, 1999; Kalcounis *et al.*, 1999; Broders *et al.*, 2003; Coleman et Barclay, 2012; Luszcz et Barclay, 2016), ont des domaines vitaux relativement étendus et volent souvent trop haut pour que l'on puisse les capturer à l'aide de filets japonais classiques, sauf lorsqu'elles sont en train de s'abreuver.

Les principaux moyens utilisés pour évaluer l'abondance relative des chauves-souris comprennent les études de marquage-recapture (Kunz et Parsons, 2009), la détection acoustique (voir par exemple Grindal et Brigham, 1999; Patriquin et Barclay, 2003; Thomas et Jung, 2019) et les dénombrements de l'émergence de sites de repos (voir par exemple Warren et Witter, 2002; Ritzi *et al.*, 2005; Slough et Jung, 2020). D'autres techniques, telles que la pose de récupérateurs de guano (Gellman et Zielinski, 1996; Adam et Hayes, 2000; Brigham *et al.*, 2002) ou l'imagerie thermique (Betke *et al.*, 2008; Azmy *et al.*, 2012), ont connu une utilisation plus limitée. La capture d'individus vivants s'avère souvent supérieure aux autres méthodes pour le suivi des chauves-souris. En effet, les études de marquage-recapture permettent d'obtenir des données sur les déplacements, la fidélité aux sites, l'état reproductif, les paramètres démographiques et plus encore. Malheureusement, la capture de chauves-souris demande beaucoup de temps et de travail, et certaines (comme ces trois espèces) ont de faibles chances d'être capturées. La surveillance active, mais surtout passive, des cris d'écholocation à l'aide de détecteurs d'ultrasons permet de compenser bon nombre des limitations et des biais d'échantillonnage associés aux études de marquage-recapture. Cependant, l'identification des espèces de chauves-souris par leurs cris d'écholocation se fait difficilement et n'est pas exacte (Barclay, 1999; Russo *et al.*, 2018a). Les enregistrements de haute qualité de séquences de cris d'écholocation caractéristiques de la chauve-souris rousse de l'Est et de la chauve-souris cendrée permettent souvent l'identification au rang d'espèce avec un niveau de confiance raisonnable. Toutefois, les cris enregistrés peuvent tout de même être confondus avec ceux d'autres espèces, en particulier dans le cas de la chauve-souris argentée, qui est souvent confondue avec la grande chauve-souris brune (Betts, 1998a). De plus, les initiatives de surveillance acoustique basées sur des détecteurs fixes ne fournissent qu'un indice

d'activité ou des données nécessaires à la modélisation de l'occupation tenant compte de la présence ou l'absence de l'espèce (Loeb *et al.*, 2015). Dans certaines situations, une forte activité peut être le résultat du passage répété d'un même individu devant un microphone. Des transects acoustiques mobiles bien conçus peuvent fournir une mesure de l'abondance relative, mais ils sont généralement limités aux routes et nécessitent plus de travail. Les dénombrements de l'émergence de sites de repos ne s'appliquent pas en ce qui concerne la chauve-souris cendrée et la chauve-souris rousse de l'Est, parce que les adultes de ces espèces se reposent seuls ou accompagnés seulement des jeunes qui dépendent encore d'eux.

Les protocoles, ou programmes, de suivi coordonnés à grande échelle et à long terme pour les chauves-souris sont peu nombreux au Canada, contrairement au Royaume-Uni (Barlow *et al.*, 2015) ou comparativement aux protocoles et aux programmes ciblant les oiseaux (notamment le Relevé des oiseaux nicheurs [BBS] et le Recensement des oiseaux de Noël). La surveillance acoustique à long terme à l'échelle continentale n'a commencé que récemment en Amérique du Nord, dans le cadre du North American Bat Monitoring Program (NABat) (Loeb *et al.*, 2015; Reichert *et al.*, 2021). Le NABat vise à fournir des données sur les tendances à long terme des populations à l'échelle continentale, mais les données disponibles ne sont pas suffisantes pour permettre l'analyse des tendances. Au Québec, les chauves-souris font également l'objet d'une surveillance acoustique depuis 2000 dans le cadre du réseau Chirops (Jutras *et al.*, 2012). Ce réseau a été amélioré et étendu au fil du temps et comprend des transects dans 16 régions de la province, et l'analyse des tendances à plus long terme commence à être disponible (Faure-Lacroix *et al.*, 2019, 2020; MFFP, 2022).

Compte tenu des limitations concernant les données disponibles, d'autres sources d'information ont été utilisées pour évaluer les tendances des populations, y compris la recherche de carcasses dans les parcs éoliens, les taux de soumissions d'échantillons pour la détection de la rage et la modélisation de la viabilité des populations s'appuyant sur les avis d'experts (Frick *et al.*, 2017). Les données d'observation (c.-à-d. les observations historiques de rassemblements, les changements à court terme dans les taux de capture et de détection, les taux de soumissions d'échantillons pour la détection de la rage et le nombre de carcasses dans les parcs éoliens) et les données inférées (à partir de changements chez les oiseaux migrateurs insectivores aériens) ont été examinées. La recherche de carcasses dans les parcs éoliens (voir p. ex. Davy *et al.*, 2020) fournit probablement les données de relevés normalisées les plus complètes pour ces trois espèces.

Abondance, fluctuations et tendances

On ne connaît pas la taille actuelle des populations pour les trois espèces; cependant, les experts sont d'avis que la population de chauves-souris cendrées en Amérique du Nord atteint le plus probablement environ 2,25 millions d'individus (Frick *et al.*, 2017) et, compte tenu des ressemblances caractérisant le cycle vital, l'écologie et la répartition des trois espèces, on suppose que cette estimation peut également être largement appliquée à la chauve-souris argentée et à la chauve-souris rousse de l'Est. On ne croit pas que les populations de ces trois espèces de chauves-souris, qui sont relativement longévives et ont un faible taux de fécondité, fluctuent de façon naturelle.

Récemment, des estimations de la taille effective des populations de ces trois espèces ont été dérivées de façon indépendante dans le cadre de plusieurs études génétiques effectuées en Amérique du Nord. Par exemple, l'analyse de 18-19 microsatellites chez la chauve-souris cendrée et la chauve-souris argentée, des individus provenant de plusieurs sites au Canada, a révélé des valeurs étonnamment faibles pour la taille effective (N_e) actuelle des populations : 1 062 pour la chauve-souris cendrée (IC à 95 % = 652,2 à 2 661,4) et 600,4 pour la chauve-souris argentée (IC à 95 % = 315,4 à 3 570,3; Nagel, 2002). Pylant *et al.* (2016) ont utilisé 14 microsatellites provenant de chauves-souris rousses de l'Est et de chauves-souris cendrées observées dans des parcs éoliens au Maryland, en Virginie-Occidentale et en Pennsylvanie et, à l'aide d'un modèle coalescent, ils ont rapporté une N_e d'environ 335 000 individus pour la chauve-souris rousse de l'Est (IC à 95 % = 0,06 million à 2,61 millions), mais une N_e beaucoup plus petite pour la chauve-souris cendrée (~1 600 individus, IC à 95 % = 662 à 4 697). Des travaux plus récents utilisant des polymorphismes mononucléotidiques (SNP) détectés chez des chauves-souris prélevées dans des dizaines d'endroits en Amérique du Nord ainsi qu'un modèle coalescent semblent indiquer que la N_e actuelle des populations de chauves-souris rousses de l'Est varie entre 126 142 et 131 153, la N_e des populations de chauves-souris cendrées varie entre 101 355 et 106 128, et la N_e des populations de chauves-souris argentées varie entre 49 551 et 64 801 (Nagel, 2002; Nagel *et al.*, soumis pour publication).

Le rapport entre la taille effective des populations et le nombre d'adultes recensés n'est pas connu, mais des études suggèrent qu'il serait de près de 0,10 à 0,23 pour de nombreuses espèces sauvages (Frankham, 1995; Palstra et Fraser, 2012). Si ce rapport s'applique à la chauve-souris cendrée, à la chauve-souris rousse de l'Est et à la chauve-souris argentée, cela porte à croire que la taille des populations ne dépasse probablement pas l'estimation de 2,5 millions d'individus, qui est considérée comme l'« estimation la plus probable » dans les publications sur la modélisation (Frick *et al.*, 2017; Friedenberget Frick, 2021). Il y a beaucoup d'incertitude concernant le lien qui existe entre les estimations génétiques de la taille effective des populations et la taille déterminée au moyen de recensements; la N_e est présentée ici pour inciter à la prudence, car les modèles utilisant l'estimation de 2,5 millions d'individus comme l'estimation la plus probable peuvent sous-estimer les déclinset le risque de disparition.

Projections issues de la modélisation des populations

Une analyse de la viabilité des populations basée sur des paramètres démographiques présumés pertinents et importants et sur des taux de mortalité documentés révèle que, même selon des scénarios optimistes, les populations de chauves-souris cendrées sont susceptibles de connaître un déclin abrupt dans toute l'Amérique du Nord et de présenter un risque accru de disparition sur une période de 50 à 100 ans (Frick *et al.*, 2017; Friedenberget Frick, 2021). Frick *et al.* (2017) se sont fondés sur l'avis d'experts et les taux de mortalité prévus pour modéliser l'effet de la production d'énergie éolienne sur les populations de chauves-souris cendrées en Amérique du Nord. Des experts de l'espèce ont estimé les paramètres démographiques de base, y compris la taille de la population, les taux de survie et la fécondité, et ont ensuite modélisé les changements démographiques en tenant compte de l'incertitude quant aux estimations rapportées. En utilisant le scénario démographique « le plus probable », ils prévoient que les cas de mortalité liés aux parcs éoliens entraîneront un déclin de la population pouvant aller jusqu'à 90 % sur 50 ans (si l'on maintient les taux de mortalité constants aux niveaux de 2014) avec une probabilité de disparition de 22 % au cours des 100 prochaines années. Un déclin de 90 % sur 50 ans équivaut à un déclin annuel moyen de 4,5 %, soit 36,9 % sur 10 ans. Leur scénario plus « optimiste » prévoit un déclin de 50 % de la population sur ces 50 ans, ce qui équivaut à un déclin annuel de 1,4 % (13,0 % sur 10 ans). Le scénario optimiste est fondé sur l'estimation raisonnable la plus élevée de la taille de la population (2,5 millions d'individus) calculée par le groupe d'experts et sur un taux de croissance démographique concordant avec celui d'autres espèces de chauves-souris ($\lambda = 1,01$). Cependant, cette estimation se situe à la limite supérieure de la plage considérée comme raisonnable par les experts (Frick *et al.*, 2017) et est peut-être moins probable si la taille des populations est moins élevée, comme les calculs de la taille effective des populations semblent l'indiquer. Selon ces calculs, il y aurait des dizaines de milliers de chauves-souris cendrées adultes en Amérique du Nord, non pas des millions.

Les scénarios « le plus probable » et « optimiste » de Frick *et al.* (2017) sont tous deux basés sur des modèles qui supposent un taux de croissance intrinsèque (λ) de 1,01 avant l'effet de la production d'énergie éolienne. Cette hypothèse signifie que la population était en train d'augmenter avant qu'elle ne subisse les impacts des parcs éoliens; autrement, les résultats sous-estiment le déclin prévu pour les populations à cause de l'énergie éolienne. De même, les déclins prévus et le risque de disparition seraient beaucoup plus élevés si la taille réelle des populations était nettement inférieure à l'estimation « la plus probable ». Par exemple, si la taille réelle de la population est de 1 million d'individus (l'estimation raisonnable la plus faible), alors la population ne pourrait soutenir le taux de mortalité attribuable aux éoliennes que si le taux de croissance de la population (λ) est bien supérieur à 1,10 (c.-à-d. un taux de croissance annuel de 10 %), un taux qui dépasse la plupart des estimations publiées pour d'autres espèces de chauves-souris (Frick *et al.*, 2017).

L'hypothèse selon laquelle la production d'énergie éolienne resterait constante aux niveaux de 2014 constitue une limite importante de l'analyse de Frick *et al.* (2017). En effet, aux États-Unis, la production avait augmenté de 46 % par rapport à ce niveau à la fin de 2018 et de 118 % à la fin de 2022 (WindExchange, 2023), ce qui signifie que le modèle de Frick *et al.* (2017) sous-estime probablement le taux de déclin actuel.

Dans le cadre d'une étude de suivi plus récente, Friedenbergh et Frick (2021) ont modélisé des scénarios couvrant la période entre 2012 et 2050, prenant en compte le développement prévu et divers scénarios d'atténuation pour réduire les taux de mortalité. Leurs modèles prévoient aussi d'importants déclin de la chauve-souris cendrée. Les auteurs indiquent d'ailleurs que [traduction] « les niveaux actuels de développement de l'énergie éolienne ont probablement déjà causé des déclin importants de la population... compte tenu de la faible abondance initiale, les taux de mortalité sont suffisamment élevés pour entraîner une réduction de 50 % de la population de chauves-souris cendrées avant 2019, quelle que soit l'ampleur de la réponse démographique liée à la densité ou quel que soit le scénario de développement » et « selon le scénario présentant le risque le plus faible, c.-à-d. un taux de croissance maximal élevé et un faible niveau de développement de l'énergie éolienne, la population médiane simulée de chauves-souris cendrées qui s'élève à 2,25 millions d'individus connaîtrait un déclin de 50 % d'ici 2028 » (voir leur figure 1). Le risque de disparition d'ici 2050 (30 ans, 5 générations) varie de 0 à 40 % d'après divers modèles de développement, le risque médian étant de 20 %.

Déclins de population observés

Trois sources de données semblent indiquer que des déclin de population sont bel et bien en train de se produire chez des espèces de chauves-souris arboricoles migratrices. Premièrement, il existe de nombreux dénombrements historiques de grands groupes (> 100 individus) de chauves-souris rousses de l'Est et de chauves-souris cendrées en migration, dont beaucoup portent sur de grands groupes de chauves-souris migrant pendant le jour (Mearns, 1898; Howell, 1908; Allen, 1939; Hall, 1946). Il n'y a cependant aucune mention récente de grands groupes de chauves-souris ou d'individus migrant pendant le jour (Winhold *et al.*, 2008). Deuxièmement, les taux de capture des chauves-souris de la tribu Lasiurini ont diminué partout en Amérique du Nord (Whitaker *et al.*, 2002; Carter *et al.*, 2003). Par exemple, dans une étude menée au Michigan entre 1978-1979 et 2004-2006, le nombre de chauves-souris rousses de l'Est capturées a diminué de 52 à 85 % (Winhold *et al.*, 2008). Les deux sources de données précédentes sont antérieures à l'expansion rapide de la production d'énergie éolienne, ce qui porte à croire que les déclin à plus long terme s'ajoutent à ceux résultant des menaces actuelles. Troisièmement, bien qu'il soit biaisé en faveur des individus abattus ou agissant de manière anormale, le nombre de chauves-souris soumises à des tests de détection de la rage peut être utilisé comme un indice d'abondance relatif. Dans l'ensemble des États-Unis, les taux de soumissions d'échantillons pour les chauves-souris de la tribu Lasiurini ont diminué. Par exemple, en Arkansas, de 1938 à 1998, le nombre de chauves-souris rousses de l'Est soumises a diminué d'environ trois individus par année (Carter *et al.*, 2003); il y a eu une baisse de l'ordre de 10 fois en 38 ans dans le Michigan (Winhold *et al.*, 2008); dans l'Indiana, la proportion de chauves-souris rousses de l'Est

soumises est passée de 23 % par rapport à tous les individus soumis en 1966-1969 à 16 % en 1990-2000, et la proportion de chauves-souris cendrées est passée de 3,8 % à 1,8 % des individus soumis au cours de la même période (Whitaker *et al.*, 2002).

Récemment, Barclay et Baerwald (en préparation) ont évalué les changements démographiques en fonction des changements des taux de mortalité attribuables aux éoliennes pour les 3 espèces dans 82 parcs éoliens répartis en Amérique du Nord. Pour la chauve-souris cendrée, ils ont constaté que le nombre de sites présentant une réduction du taux de mortalité au fil du temps était beaucoup plus élevé (54 sur 82, 65,9 %) que le nombre de sites présentant une augmentation de ce taux ($z = 2,76$; $p = 0,003$). Des cas de mortalité de chauves-souris rousses de l'Est ont été enregistrés dans 67 sites, dont 37 (55,2 %) ont connu une baisse du taux de mortalité de cette chauve-souris au fil du temps ($z = 0,73$, $p = 0,23$). Pour la chauve-souris argentée, le nombre de sites présentant une réduction du taux de mortalité au fil du temps était beaucoup plus élevé (51 sur 77, 66,2 %) que le nombre de sites présentant une augmentation de ce taux ($z = 2,74$, $p = 0,003$). Ces résultats indiquent qu'il y a des déclinés continus de la taille des populations en Amérique du Nord.

Davy *et al.* (2020) rapportent que, en Ontario, le nombre de carcasses trouvées sous des éoliennes pendant la migration à la fin de l'été et en automne a diminué de façon significative sur une période de sept ans : chauve-souris cendrée (-21 % par année), chauve-souris argentée (-29 % par année), et chauve-souris rousse de l'Est (-27 % par année).

MacGregor et Lemaître (2020) ont analysé les données provenant de relevés effectués dans 30 parcs éoliens au Québec. Ils ont constaté que la majorité des carcasses trouvées appartenaient à des chauves-souris migratrices (chauve-souris cendrée : 47 %; chauve-souris argentée : 18 %; chauve-souris rousse de l'Est : 6 %). Cependant, toutes les éoliennes n'ont pas contribué à la mortalité de manière égale, ce qui semble indiquer qu'une planification minutieuse pourrait réduire au minimum les risques pour les populations de chauves-souris.

Les taux de mortalité corrigés pour les chauves-souris migratrices sont disponibles pour six parcs éoliens dans le sud-ouest de l'Alberta (Barclay *et al.*, 2017; Barclay et Baerwald, en préparation). Les données couvrent la période de 2005 à 2011, la taille de l'échantillon total correspondant à 14 années-parcs. Le taux de mortalité de la chauve-souris cendrée a diminué de manière significative au fil du temps (taux = $-2,93/\text{année} + 5\,888$, $r^2 = 0,643$, $t = -4,65$, $df = 12$, $p < 0,001$), tout comme le taux de la chauve-souris argentée (taux = $-1,66/\text{année} + 3\,337$, $r^2 = 0,825$, $t = -7,51$, $df = 12$, $p < 0,0001$). Le taux de mortalité de la chauve-souris cendrée a diminué en moyenne de 13,4 % par année, et celui de la chauve-souris argentée a diminué en moyenne de 12,5 % par année.

L'explication la plus probable, et la plus parcimonieuse, de la baisse des taux de mortalité des chauves-souris attribuables aux éoliennes au fil du temps, est que les chauves-souris susceptibles d'être tuées sont moins nombreuses au fur et à mesure que la taille des populations diminue. Selon certains, les chauves-souris pourraient être en train d'apprendre à éviter les éoliennes, mais il n'y a aucune preuve à l'appui de cette hypothèse (Davy *et al.*, 2020). En fait, la séquence compliquée d'étapes qui serait nécessaire pour que cela se produise (p. ex. survivre à une expérience quasi mortelle, l'associer à une situation ou à un comportement à risque spécifique et éviter cette situation ou ce comportement spécifique à l'avenir) à des niveaux suffisamment importants pour avoir une incidence sur les taux de mortalité rend ce scénario hautement improbable.

Des études acoustiques et de capture sur plusieurs années fournissent également des données relatives aux changements démographiques pour les trois espèces. Les données sur la chauve-souris cendrée provenant de 8 études sur 12 révèlent un déclin des taux de détection ou de capture. Pour la chauve-souris rousse de l'Est, 8 études sur 14 font état d'un déclin, tandis que, pour la chauve-souris argentée, 4 études sur 8 indiquent un déclin des taux de détection ou de capture au fil du temps; les 4 autres font état d'une augmentation de ces taux (Barclay et Baerwald, en préparation).

Aux États-Unis, la proportion par rapport aux soumissions totales d'échantillons pour la détection de la rage a diminué pour les trois espèces. C'est pour la chauve-souris cendrée que la réduction est la plus importante, passant de 0,81 % entre 1993 et 2000 à 0,19 % entre 2009 et 2018, soit une baisse de 76,3 %. Le changement est statistiquement significatif (test du χ^2 de Yates = 360,9, $p < 0,0001$). Pour la chauve-souris rousse de l'Est, la proportion a diminué de 1,66 % de toutes les soumissions à 0,69 % (une réduction de 58,1 %; test du χ^2 de Yates = 291,3, $p < 0,0001$) et, pour la chauve-souris argentée, cette proportion a diminué de 1,80 % à 0,71 % (une réduction de 60,8 %; test du χ^2 de Yates = 376,4, $p < 0,0001$).

Il existe de nombreuses sources de données selon lesquelles les trois espèces de chauves-souris ont connu des déclinés au cours des 2 à 3 dernières générations (6 à 18 ans), font actuellement l'objet de déclinés, et vont continuer à en subir au cours des 2 à 3 prochaines générations. Pour la chauve-souris cendrée, en utilisant l'estimation de la réduction annuelle de la taille de la population de 21 % d'une année à l'autre (rapportée par Davy *et al.*, 2020) et en supposant qu'il n'y ait pas de remplacement, on calcule qu'il pourrait y avoir un déclin de la taille de la population de 75,7 % après 6 ans et de 88 % après 18 ans. Pour la chauve-souris rousse de l'Est, en utilisant un taux de réduction annuel des effectifs de 27 % d'une année à l'autre (Davy *et al.*, 2020) et en supposant qu'il n'y ait pas de remplacement, on calcule qu'il pourrait y avoir un déclin de la taille de la population de 84,7 % après 6 ans et de 94,1 % après 18 ans. Pour la chauve-souris argentée, en utilisant un taux de réduction annuel des effectifs de 29 % d'une année à l'autre (Davy *et al.*, 2020) et en supposant qu'il n'y ait pas de remplacement, on calcule qu'il pourrait y avoir un déclin de la taille de la population de 87,2 % après 4 ans et de 95,4 % après 12 ans.

La modélisation de l'occupation à l'aide de données provenant de la côte pacifique nord-ouest des États-Unis fournit des preuves de la réduction de la probabilité d'occurrence régionale de la chauve-souris cendrée (en 2016-2018 par rapport à 2010) d'environ 2 % par année (Rodhouse *et al.*, 2019). Compte tenu de la distance que la chauve-souris cendrée est capable de parcourir en vol (p. ex. > 1 000 km en un seul mois; Weller *et al.*, 2016) et de la proximité de l'Oregon et de l'État de Washington par rapport au Canada, il est probable que les déclinés dans ces États tiennent compte d'individus qui passent l'été au Canada.

Déclinés de population inférés

Les populations d'oiseaux insectivores aériens, autrefois abondantes, connaissent un déclin spectaculaire en Amérique du Nord et en Europe (Sanderson *et al.*, 2006; Blancher *et al.*, Møller, 2019 2009; voir également la section **Menaces**). Par exemple, depuis la fin des années 1960, la population canadienne de Martinets ramoneurs (*Chaetura pelagica*) aurait diminué de plus de 95 %, celle d'Engoulevents d'Amérique (*Chordeiles minor*) de 80 %, et celle de Moucherolles à côtés olive (*Contopus cooperi*) de 79 % (Hutchings et Festa-Bianchet, 2009). Des estimations plus récentes pour ces espèces ont permis de dégager des tendances à la baisse de -87,9 %, de -68,1 %, et de -76,7 %, respectivement (Smith *et al.*, 2023). Les raisons expliquant le déclin des oiseaux insectivores aériens sont nombreuses, mais la principale est le déclin de l'abondance des insectes à l'échelle mondiale. Si les populations d'oiseaux insectivores aériens ont diminué de manière aussi spectaculaire au cours des 50 dernières années, il est logique de penser que les chauves-souris migratrices insectivores ont également subi des déclinés historiques et subissent actuellement des déclinés.

À grande échelle, le déclin des populations de chauves-souris migratrices semble évident, mais à l'échelle locale, il semble y avoir des variations (MacGregor et Lemaître, 2020). En effet, certaines zones pouvant servir d'habitat de reproduction important n'ont connu aucun changement en ce qui concerne l'abondance des chauves-souris (Green *et al.*, 2020).

Immigration de source externe

Les trois espèces de chauves-souris migratrices sont présentes dans plusieurs États américains limitrophes du Canada, y compris en Alaska dans le cas de la chauve-souris cendrée et de la chauve-souris argentée. Leur cote de conservation fondée sur les classements infranationaux de NatureServe est variable dans les États limitrophes, plusieurs cotes indiquant que les populations ne sont pas en sécurité (p. ex. S3S4 ou plus; Idaho, Montana, Washington, New York, New Hampshire; tableau 2). En outre, bien que les trois espèces puissent migrer sur de longues distances et vraisemblablement occuper, voire (re)coloniser, un habitat convenable, leur degré de fidélité envers leurs aires saisonnières n'est pas bien connu. De plus, bon nombre des menaces qui pèsent sur les trois espèces pourraient être encore plus importantes dans les 48 États plus au sud qu'au Canada (p. ex. les éoliennes, la perte d'habitat, les polluants). Bien que la possibilité d'une immigration provenant des populations des États-Unis existe, on ne sait pas si une telle immigration a lieu, et cette possibilité est probablement faible, même si les populations de ces espèces sont probablement panmixtiques.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Menaces

Les menaces pesant sur ces trois espèces de chauves-souris migratrices ont été organisées et évaluées d'après le système unifié de classification des menaces de l'IUCN-CMP (Union internationale pour la conservation de la nature-Partenariat pour les mesures de conservation) (Master *et al.*, 2012), compte tenu du lexique normalisé des menaces de Salafsky *et al.* (2008). Les menaces sont définies comme étant les activités ou les processus immédiats qui ont une incidence directe et négative sur la population. La présente évaluation porte sur les menaces pesant sur les trois espèces de chauves-souris migratrices au Canada ainsi que durant la migration et dans les aires d'hivernage à l'extérieur du Canada. Les menaces sont fondées sur les avis fournis par les spécialistes des espèces, qui ont évalué l'impact global des menaces comme étant très élevé-élevé pour les trois espèces (annexes 1 à 3).

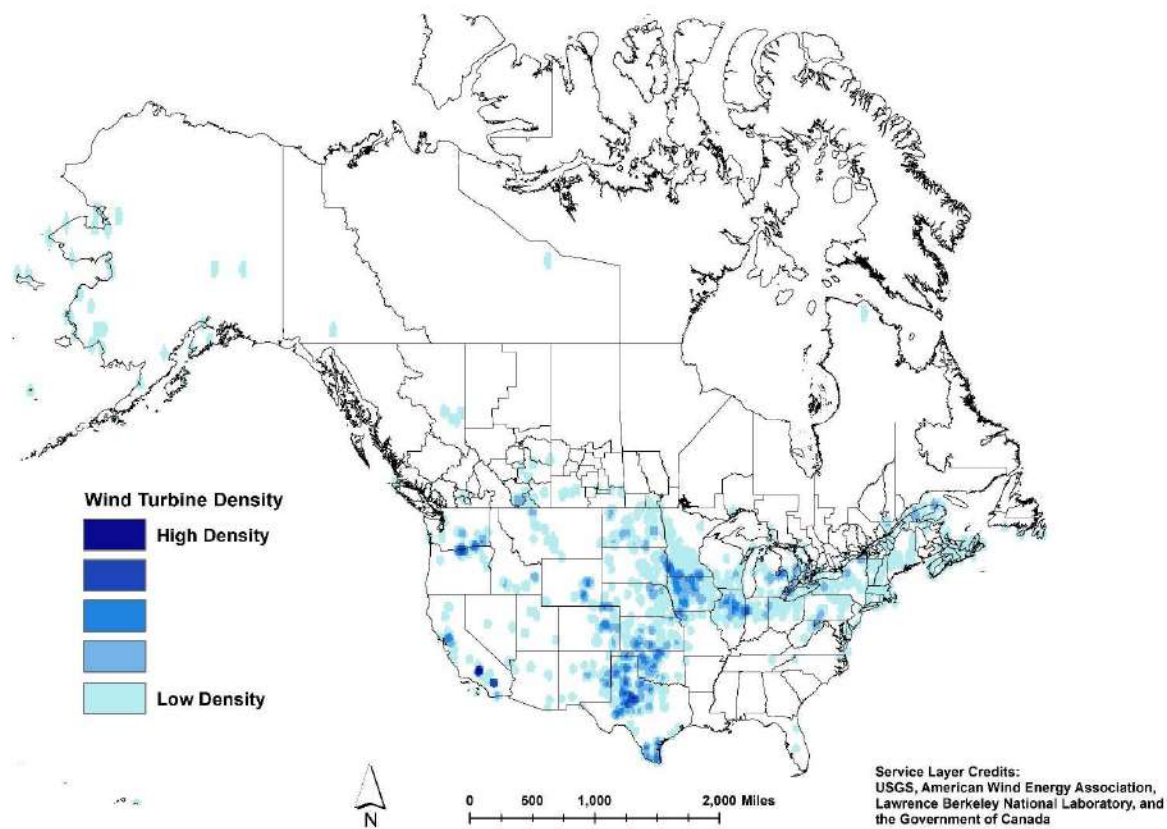
Les menaces abordées ci-dessous sont organisées selon leur impact, de l'impact le plus élevé à l'impact le plus faible, et sont regroupées lorsque cela convient. L'impact cumulatif des menaces regroupées est indiqué.

Développement du secteur de l'énergie éolienne – impact élevé à très élevé

Menace 3.3 : énergie renouvelable

Description de la menace

Le développement du secteur de l'énergie éolienne représente la plus grande menace pour ces trois espèces. La migration est une activité à risque élevé et, puisqu'elles sont des espèces qui migrent sur de longues distances, la chauve-souris cendrée, la chauve-souris argentée et la chauve-souris rousse de l'Est sont exposées à des menaces nombreuses et variées dans l'ensemble du continent (Fleming *et al.*, 2003). Les chauves-souris migratrices constituent le groupe de chauves-souris le plus souvent tuées par des éoliennes en Amérique du Nord, et ces trois espèces représentent environ 75 à 80 % des cas de mortalité de chauves-souris (Arnett et Baerwald, 2013). Les parcs éoliens sont actuellement très répandus dans le sud du Canada et aux États-Unis, en particulier sur le trajet des voies migratoires du centre et du Mississippi utilisées par les oiseaux (figure 4).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Wind Turbine Density = Densité des éoliennes

High Density = Densité élevée

Low Density = Densité faible

1,000 = 1 000

2,000 Miles = 2 000 milles

Service Layer Credits: = Couche de services :

USGS, American Wind Energy Association = USGS, American Wind Energy Association

Lawrence Berkeley National Laboratory, and = Lawrence Berkeley National Laboratory et

the Government of Canada = le gouvernement du Canada

Figure 4. Répartition et densité des parcs éoliens aux États-Unis et au Canada vers 2020 (figure 1 dans Bessette et Crawford, 2022).

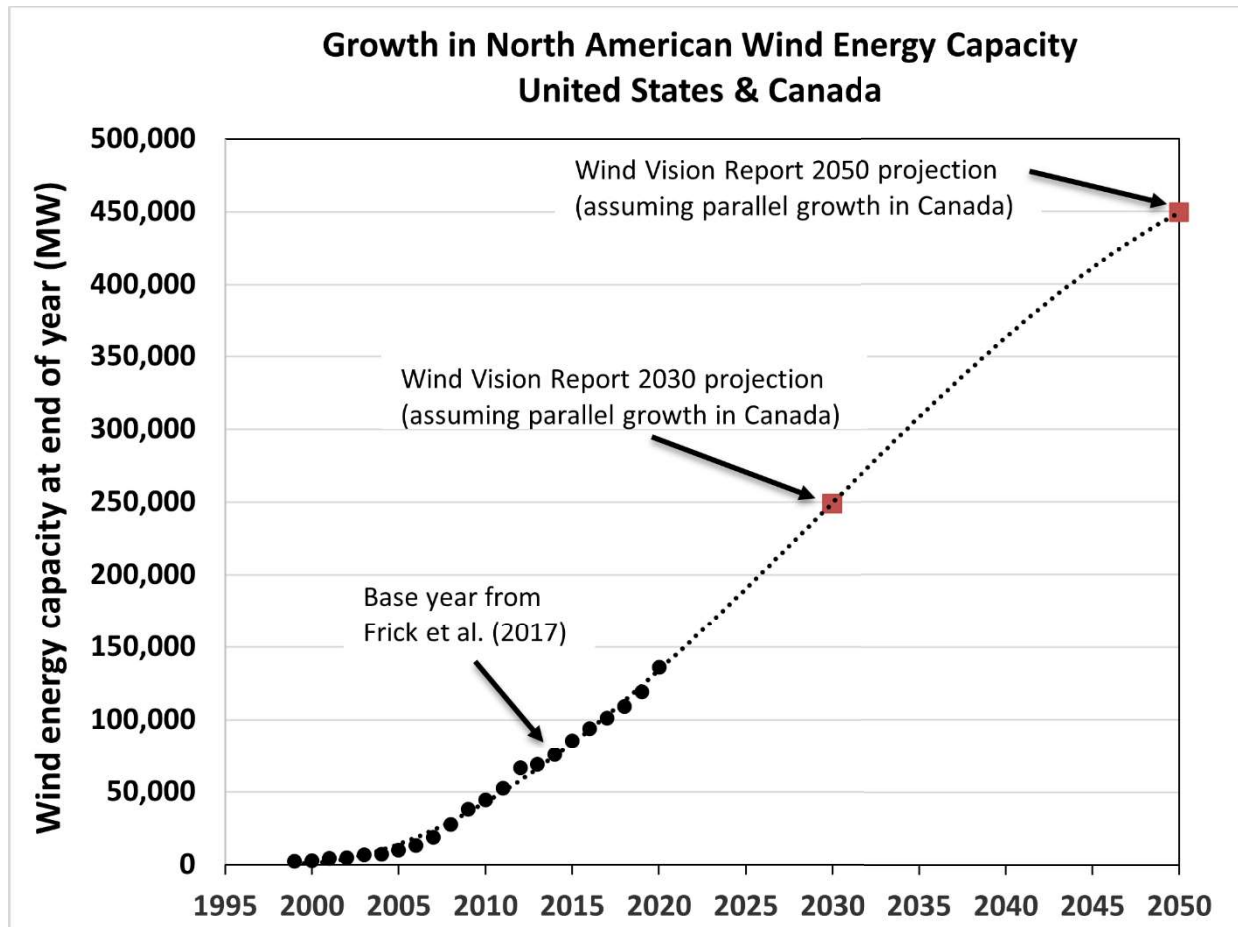
La plupart des chauves-souris tuées le sont par les pales d'éoliennes en rotation, bien qu'une petite proportion d'entre elles semble être tuée par un barotraumatisme associé aux différences aiguës de pression atmosphérique à proximité des pales d'éoliennes (Baerwald *et al.*, 2008; Grodsky *et al.*, 2011; Rollins *et al.*, 2012; Allison *et al.*, 2019; Lawson *et al.*, 2020). Les chauves-souris semblent être attirées par les éoliennes (Cryan *et al.*, 2014b; Richardson *et al.*, 2021), ce qui aggrave le problème. Les raisons de cette attraction ne sont pas claires.

Il n'est pas facile de déterminer l'importance absolue des cas de mortalité, car la taille totale des populations de ces trois espèces est inconnue. De plus, les taux de mortalité sont difficiles à estimer avec exactitude, étant donné que les carcasses sont difficiles à repérer dans la végétation, qu'elles disparaissent rapidement à cause de la décomposition et des charognards, que l'habileté des observateurs varie et que les zones à explorer sont vastes (Huso, 2011; Korner-Nievergelt *et al.*, 2011). Les organismes de réglementation exigent généralement l'utilisation d'un estimateur de mortalité appliquant divers facteurs de correction au nombre de carcasses trouvées près de chaque éolienne (p. ex. OMNR, 2011). Une fois corrigés en fonction des divers biais, les taux de mortalité estimés sont souvent supérieurs d'un ordre de grandeur au nombre de carcasses trouvées. Par exemple, dans un parc éolien du sud-est de l'Ontario (île Wolfe) comptant 86 éoliennes, environ 1 920 chauves-souris auraient été tuées au cours d'une année, d'après les 118 carcasses trouvées (Stantec Consulting Ltd., 2010, 2011). Au Québec, on estime que les cas de mortalité de chauves-souris cendrées pour l'année 2016 se situent à l'intérieur d'un intervalle de confiance à 95 % allant de 2 128 à 3 035, compte tenu des 126 carcasses trouvées (MacGregor et Lemaître, 2020). Toutefois, ces estimations sont également fondées sur des facteurs de correction appliqués au nombre total relativement faible de carcasses trouvées et sur l'hypothèse que les chauves-souris cendrées représentent 46 % de tous les cas de mortalité de chauves-souris dans les parcs éoliens au Québec cette année-là. Une analyse récente des données acoustiques semble indiquer que les populations de chauves-souris migratrices pourraient être plus stables au Québec (Simard, comm. pers., 2023).

Les voies migratoires, la distance parcourue et la proportion d'une population qui migre sont des facteurs essentiels à prendre en compte lors de l'évaluation de la menace que représentent les éoliennes pour ces trois espèces de chauves-souris, mais les déplacements de celles-ci à l'intérieur du Canada sont peu connus. Les cas de mortalité survenus dans les parcs éoliens indiquent que la migration commence au Canada à la mi-juillet, atteint un sommet au début d'août ou à la mi-août et se termine à la mi-septembre, mais la période de migration semble varier selon la latitude et l'espèce (Baerwald et Barclay, 2011; Davy *et al.*, 2020). Les chauves-souris cendrées mâles adultes semblent se déplacer dans le sud du Canada plus tôt à l'automne que les femelles et les juvéniles, mais la période de déplacement semble la même, peu importe la classe d'âge et le sexe, chez la chauve-souris argentée (Baerwald et Barclay, 2011).

Au cours de la dernière décennie, la capacité éolienne a connu une croissance spectaculaire dans le monde entier, passant d'environ 177,8 gigawatts (GW) en 2010 à environ 650,8 GW à la fin de 2019 (IRENA, 2021; WWEA, 2021). En décembre 2019, 7 % de l'électricité aux États-Unis et 6 % de l'électricité au Canada étaient d'origine éolienne, les objectifs étant d'atteindre 20 % d'ici 2025 au Canada et d'ici 2030 aux États-Unis (USDOE, 2015; NEB, 2017; figure 5). Il s'agit donc de l'une des sources de production d'électricité dont la croissance est la plus rapide en Amérique du Nord, avec une augmentation d'environ 23 % par année en termes de capacité installée. De plus, des projets au large de la côte atlantique sont également envisagés. Ces projets donneraient lieu à un autre problème : la recherche d'individus morts devient compliquée, voire impossible, si les carcasses sont emportées par la mer. L'Association canadienne de

l'énergie éolienne estime que le Canada disposait d'une capacité installée de 13,4 GW (environ 6 700 éoliennes réparties sur plus de 300 parcs éoliens) à la fin de l'année 2019 (CanWEA, 2021). Le Département de l'Énergie des États-Unis prévoit que 241 GW seront nécessaires pour atteindre l'objectif de 20 % d'énergie éolienne d'ici 2030; en date de janvier 2020, la capacité totale installée était de 105,6 GW (Wind Exchange, 2021).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Growth in North American Wind Energy Capacity = Croissance de la capacité éolienne en Amérique du Nord

United States & Canada = États-Unis et Canada

50,000 = 50 000 [replace comma with non-breaking space, and do the same with all values on y-axis]

Wind energy capacity at end of year (MW) = Capacité éolienne à la fin de l'année (MW)

Wind Vision Report 2050 projection (assuming parallel growth in Canada) = Projection pour 2050 selon le rapport Wind Vision (en supposant une croissance parallèle au Canada)

Wind Vision Report 2030 projection (assuming parallel growth in Canada) = Projection pour 2030 selon le rapport Wind Vision (en supposant une croissance parallèle au Canada)

Base year from Frick et al. (2017) = Année de référence d'après Frick et al. (2017)

Figure 5. Croissance historique et prévue de la capacité éolienne. Données tirées de Wind Vision pour les États-Unis et le Canada, avec comme hypothèse que la part de marché du Canada en 2030 et en 2050 sera la même qu'en 2020 (USDOE, 2015).

Bien que le nombre estimé de cas de mortalité annuels varie, en moyenne, environ 500 000 chauves-souris par année sont tuées par des éoliennes aux États-Unis et au Canada (Allison *et al.*, 2019). Compte tenu de l'augmentation substantielle de la capacité installée depuis la publication des différentes estimations cumulatives (voir par exemple Arnett et Baerwald, 2013), les projections actuelles des taux de mortalité sont probablement des sous-estimations très approximatives.

Il est difficile de prévoir l'impact futur des éoliennes sur les chauves-souris en partie à cause des mesures d'atténuation. En général, la plupart des chauves-souris tuées le sont pendant la nuit lors de la migration d'automne lorsque la vitesse du vent est faible (inférieure à 6 m/s). Si les pales des éoliennes ne tournent pas dans ces conditions (c.-à-d. que leur fonctionnement fait l'objet de mesures d'atténuation), les cas de mortalité de chauves-souris sont réduits d'environ 50 % (Baerwald *et al.*, 2009; Arnett *et al.*, 2011; Smallwood *et al.*, 2020). En Ontario, les éoliennes font l'objet d'une surveillance opérationnelle lorsque les taux de mortalité dépassent un seuil de 10 chauves-souris/éolienne/année (OMNR, 2011). La politique sur les mesures d'atténuation visant les éoliennes afin de réduire la mortalité des chauves-souris, tout en limitant la perte de production d'énergie, est toujours en cours d'élaboration. Selon cette approche, les données en temps réel sur l'activité des chauves-souris, combinées aux données sur les paramètres environnementaux tels que la vitesse du vent et la température, sont utilisées pour gérer de manière adaptative le fonctionnement des éoliennes afin d'éviter la mortalité de chauves-souris. Au Wisconsin, les mesures d'atténuation visant les éoliennes ont entraîné une réduction de 81,4 % des cas de mortalité de chauves-souris cendrées, avec des pertes relativement faibles ($\leq 3,2$ %) en termes de production d'énergie et de revenus (Hayes *et al.*, 2019). Les dispositifs de dissuasion acoustiques ultrasoniques peuvent également réduire efficacement les taux de mortalité chez certaines espèces de chauves-souris à certains endroits, mais des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer leur efficacité générale (Weaver *et al.*, 2020).

Si toutes les éoliennes au Canada et aux États-Unis font l'objet de mesures d'atténuation afin qu'elles tournent à des vitesses du vent suffisantes pour réduire de 50 % la mortalité des chauves-souris cendrées ($\sim 5,5$ m/sec) et si la taille de la population de départ est la valeur « la plus probable » de 2,25 millions d'individus, la probabilité d'un déclin de 50 % de la taille de la population de chauves-souris cendrées dépasse 99 % d'ici 2038 (EPRI, 2020). Si les populations sont beaucoup plus importantes, p. ex. 10 millions d'individus, d'ici 2050, le risque d'un déclin de 50 % de la taille de la population diminuerait de 16 % en cas d'un développement complet de l'énergie éolienne sans mesures d'atténuation, mais serait 45 % plus élevé que le déclin de référence en l'absence d'éoliennes. Une réduction de 50 % du taux de mortalité de la chauve-souris cendrée retarde, mais n'évite pas totalement la probabilité de disparition (EPRI, 2020). Par exemple, pour les petites populations de départ (1 million d'individus), l'année médiane de risque de disparition a été retardée de huit ans jusqu'en 2041, et leur probabilité de disparition est de 94 % en 2050 (EPRI, 2020). Ainsi, même si l'ensemble des parcs éoliens existants et futurs réduisait les cas de mortalité de 50 %, les populations de chauves-souris cendrées continueraient à diminuer de façon précipitée, et le risque de disparition ne serait pas éliminé, mais simplement retardé.

La chauve-souris cendrée est l'espèce la plus fréquemment tuée par les éoliennes en Amérique du Nord. Aux États-Unis, des carcasses de l'espèce ont été retrouvées dans plus de 95 % des sites ayant fourni des données (AWWI, 2018). Globalement, les chauves-souris cendrées représentent environ 39 % de tous les cas de mortalité de chauves-souris en Amérique du Nord (Arnett et Baerwald, 2013), mais cette proportion varie dans le temps et dans l'espace. Par exemple, en Alberta, de 2005 à 2007, les chauves-souris cendrées représentaient 60 % des cas de mortalité de chauves-souris, et les chauves-souris argentées, 40 %. Ces proportions ont toutefois changé depuis, et les chauves-souris cendrées représentent maintenant 40 % des cas de mortalité de chauves-souris (Baerwald et Barclay, 2009; base de données d'Études d'Oiseaux Canada). Au Canada, 34 % de tous les cas de mortalité concernent la chauve-souris cendrée (Zimmerling et Francis, 2016) et, aux États-Unis, cette espèce représente 32 % de tous les cas de mortalité de chauves-souris (AWWI, 2018).

La chauve-souris rousse de l'Est est la deuxième espèce de chauve-souris la plus souvent tuée dans les parcs éoliens en Amérique du Nord, représentant 22 % des cas de mortalité de chauves-souris (Arnett et Baerwald, 2013). Au Canada, elle représente 15 % des cas de mortalité de chauves-souris (Zimmerling et Francis, 2016). Les cas de mortalité en Amérique du Nord dépassent probablement 100 000 individus par année, et l'on prévoit que leur nombre va augmenter avec le développement de nouveaux projets d'énergie éolienne (Arnett et Baerwald, 2013).

La chauve-souris argentée fait également l'objet d'un taux de mortalité élevé dans les parcs éoliens. C'est la troisième espèce de chauve-souris la plus fréquemment tuée par les éoliennes en Amérique du Nord (Arnett et Baerwald, 2013). Elle représente 18,4 % de tous les cas de mortalité de chauves-souris en Amérique du Nord, et cette proportion s'élève à 25 % au Canada (Arnett et Baerwald, 2013; Zimmerling et Francis, 2016). Les cas de mortalité en Amérique du Nord dépassent probablement 100 000 individus par année, et l'on prévoit que leur nombre va augmenter avec le développement de nouveaux projets d'énergie éolienne (Arnett et Baerwald, 2013).

Portée

Il est probable que de 71 à 100 % de toutes les chauves-souris cendrées au Canada rencontreront une éolienne au cours des 3 prochaines générations (portée généralisée). En ce qui concerne la chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris argentée, on estime que de 31 à 70 % des individus rencontreront probablement une éolienne au cours de la même période (portée grande).

Gravité

La gravité des déclin de population attribuables aux éoliennes au cours des 3 prochaines générations devrait être semblable pour les 3 espèces, des déclin de population de 31 à 100 % (gravité extrême-élevée pour la chauve-souris cendrée) et de 31 à 70 % (gravité élevée pour les 2 autres espèces) étant prévus à cause des éoliennes.

Diminution de la disponibilité des proies – impact moyen à élevé

Menace 7.3 – Autres modifications de l'écosystème

Diverses catégories de menaces de l'UICN (p. ex. 1.0, 2.0, 9.0, 11.0) comportent des aspects entraînant des déclin des insectes aériens, des proies essentielles pour la chauve-souris cendrée, la chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris argentée. En tant que causes immédiates, ces aspects sont regroupés dans le présent rapport sous la menace 7.3 (Autres modifications de l'écosystème), et la menace que représente le déclin des proies n'est pas prise en compte séparément dans chacune de ces catégories de menaces.

Description de la menace

À l'échelle mondiale, les populations d'insectes connaissent un déclin spectaculaire, tant en termes de diversité (disparitions) que d'abondance (biomasse; Leather, 2017; Hallmann *et al.*, 2017; Goulson, 2019; Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019; Cardoso *et al.*, 2020; van der Sluijs, 2020; Wagner *et al.*, 2021). Ce déclin est causé par de multiples facteurs, qui ont un impact cumulatif. Les principaux facteurs comprennent probablement la perte de milieux propices à la reproduction des insectes, tels que les milieux humides, les zones riveraines et les prairies, en raison de la conversion des terres pour des aménagements urbains, commerciaux et agricoles (menaces 1.1, 1.2 et 2.1), l'utilisation généralisée de pesticides pour lutter contre les organismes nuisibles agricoles, forestiers et urbains (menace 9.0), et peut-être les changements climatiques qui exacerbent les autres facteurs (menace 11.0).

L'intensification de l'utilisation des terres pour l'agriculture a été mentionnée comme une cause majeure du déclin mondial des insectes, y compris des lépidoptères (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019), qui sont des proies importantes pour les chauves-souris (Barclay, 1985; Reimer *et al.*, 2010). L'agriculture est l'une des principales causes de la perte de milieux humides (Zedler et Kercher, 2005). Ces derniers constituent des ressources essentielles, car ils abritent des insectes aquatiques, qui sont aussi des proies importantes (Rolseth *et al.*, 1994; Reimer *et al.*, 2018); ils fournissent aussi de l'eau où s'abreuvent les chauves-souris. Les prairies naturelles sont également des milieux importants propices à la reproduction des insectes, tout comme les zones riveraines, et leur conversion ou leur dégradation à la suite de l'aménagement du territoire réduit l'abondance d'insectes-proies disponibles pour les chauves-souris. Le surpâturage par le bétail entraîne également un réduction des proies des chauves-souris, car la diversité des insectes dans les pâturages augmente proportionnellement à la période pendant laquelle ces derniers

sont non broutés (Kruess et Tschardtke, 2002), et l'abondance des insectes peut être de 4 à 10 fois plus importante dans les pâturages non broutés que dans les pâturages broutés (Rambo et Faeth, 1999). L'effet net pour ces chauves-souris migratrices se traduit par une perte de la diversité et de l'abondance des proies aériennes causée par l'intensification du pâturage.

La réduction de l'abondance et de la diversité des insectes attribuable aux pesticides peut également appauvrir la quantité de proies disponibles pour les chauves-souris. Les papillons de nuit sont une source de proies importante pour les chauves-souris migratrices, mais leurs chenilles sont des ravageurs agricoles communs, pouvant faire l'objet de traitement au moyen d'insecticides susceptibles de réduire l'abondance à la fois des espèces ciblées et d'espèces non ciblées de lépidoptères. Par exemple, de vastes zones forestières sont traitées au *Btk*, une bactérie utilisée pour lutter contre les ravageurs forestiers. Les pesticides néonicotinoïdes ont, pour leur part, été mentionnés comme une cause du déclin des populations de papillons (Forister *et al.*, 2016). Dans les zones agricoles, la contamination des écosystèmes aquatiques par les pesticides néonicotinoïdes présents dans les eaux de ruissellement est courante et a été associée à une diminution de l'abondance et de la diversité des insectes aquatiques (Morrissey *et al.*, 2015; Sánchez-Bayo *et al.*, 2016). Bien que les chauves-souris migratrices se nourrissent généralement de papillons de nuit, les insectes aquatiques émergents tels que les odonates (libellules) et les corises peuvent également constituer des éléments importants de leur régime alimentaire (Rolseth *et al.*, 1994; Reimer *et al.*, 2010).

Portée

La portée de la menace posée par la perte d'insectes-proies pour ces espèces de chauves-souris varie de 71 à 100 % au cours des 10 prochaines années (portée généralisée) et se situe probablement dans la partie supérieure de cette fourchette, car le déclin des insectes est un phénomène mondial et un effet cumulatif de nombreux facteurs. Par conséquent, cette menace a une portée continentale, touchant à la fois les lieux de reproduction, les principales haltes migratoires et les lieux d'hivernage (principalement aux États-Unis).

Gravité

Il est difficile d'estimer la gravité de la perte d'insectes-proies pour ces espèces de chauves-souris. Toutefois, si l'on se fie à d'autres insectivores aériens (oiseaux) en Amérique du Nord, la gravité est probablement élevée pour les chauves-souris, bien qu'elle soit difficile à quantifier à l'aide des tendances dégagées des données. Pour les trois espèces de chauves-souris, on estime que la gravité se situe entre 11 et 70 % (gravité élevée-moderée) au cours des 3 prochaines générations, et probablement dans la partie inférieure de cette fourchette au cours des 10 prochaines années.

Pollution – impact faible à moyen

Menace 9.1 – Eaux usées domestiques et urbaines

Menace 9.2 – Effluents industriels et militaires

Menace 9.3 – Effluents agricoles et sylvicoles

Menace 9.5 – Polluants atmosphériques

Menace 9.6 – Apports excessifs d'énergie (bruit)

Description de la menace

En tant qu'espèces relativement longévives se nourrissant d'insectes aériens, les chauves-souris bioaccumulent les substances toxiques présentes dans l'environnement et peuvent être d'importants bioindicateurs des polluants (Jones *et al.*, 2009; Stahlschmidt et Brühl, 2012; Bayat *et al.*, 2014; Secord *et al.*, 2015; Zukal *et al.*, 2015; Becker *et al.*, 2018; Torquetti *et al.*, 2021). Toutes les chauves-souris insectivores d'Amérique du Nord sont exposées à une multitude de contaminants (Secord *et al.*, 2015) pouvant provenir de sources locales (voir p. ex. O'Shea *et al.*, 2001; Little *et al.*, 2015a) ou être largement diffusés par dépôt atmosphérique (p. ex. Chételat *et al.*, 2018). La surveillance a porté principalement sur le mercure (Yates *et al.*, 2014; Little *et al.*, 2015a,b; Becker *et al.*, 2018; Chételat *et al.*, 2018), d'autres métaux lourds (Hickey *et al.*, 2001; Zocche *et al.*, 2010; Zukal *et al.*, 2015), les pesticides (Geluso, 1976; Eidels *et al.*, 2013; Eidels *et al.*, 2016; Torquetti *et al.*, 2021), et divers contaminants organiques (Pybus *et al.*, 1986; Bayat *et al.*, 2014; O'Shea *et al.*, 2016).

Plusieurs caractéristiques des chauves-souris les rendent probablement sensibles aux contaminants environnementaux (Secord *et al.*, 2015). Leur métabolisme élevé nécessite l'ingestion d'importantes quantités d'insectes et, en tant qu'espèces potentiellement longévives, elles peuvent bioaccumuler les toxines pendant longtemps. Les chauves-souris s'abreuvant à diverses sources d'eau pourraient être exposées aux polluants provenant d'eaux de ruissellement ou présents dans l'eau de bassins de retenue industriels. De plus, les chauves-souris migratrices peuvent être davantage exposées à la pollution dans de grandes parties du continent en raison de leurs déplacements sur de longues distances.

Des concentrations toxiques de composés organochlorés (p. ex. dieldrine, biphényle polychloré, DDT, DDE) résultant de programmes de pulvérisation d'insectes nuisibles ont été enregistrées dans les tissus d'organes de plusieurs espèces de chauves-souris (Reidinger, 1976). Ces composés provoquent la mort de fœtus et de nouveau-nés chez la grande chauve-souris brune (Clark et Lamont, 1976), et les chauves-souris sont probablement plus sensibles au DDT que les autres mammifères (Luckens et Davis, 1964). L'utilisation du DDT en agriculture provoque la mortalité de jeunes chauves-souris qui métabolisent les graisses contenant des concentrations toxiques de ce pesticide, et a probablement entraîné des déclinés considérables chez le molosse du Brésil (*Tadarida brasiliensis*; Geluso *et al.*, 1976). L'épandage de certains produits chimiques a diminué ou a été interdit au Canada et aux États-Unis (p. ex. le DDT), mais les conséquences des pesticides utilisés aujourd'hui n'ont pas été étudiées de façon approfondie. Les tissus de

presque toutes les chauves-souris de l'Indiana (*Myotis sodalis*) prélevées entre 2005 et 2007 présentaient des concentrations détectables de pesticides organochlorés (Eidels *et al.*, 2013). L'effet de ces pesticides sur les chauves-souris migratrices n'a pas été analysé directement, mais l'exposition chez celles-ci est probablement élevée étant donné qu'il s'agit d'espèces communes dans les paysages agricoles et les forêts où les pesticides sont couramment appliqués. De plus, il se peut qu'elles soient toujours exposées à des pesticides tels que le DDT dans leurs lieux d'hivernage au sud des États-Unis.

L'intensification de l'agriculture entraîne une augmentation de l'utilisation des pesticides (Main *et al.*, 2014). Les insecticides néonicotinoïdes font partie des classes d'insecticides les plus courantes utilisées actuellement et présentent des risques environnementaux importants (Goulson, 2013), y compris pour les chauves-souris insectivores (Hsiao *et al.*, 2016; Wu *et al.*, 2020). Ils sont généralement utilisés pour enrober les semences dans les cultures telles que le canola (Main *et al.*, 2014). En date de 2012, on estime que 44 % des terres cultivées dans les prairies ont été traitées avec des pesticides néonicotinoïdes (Main *et al.*, 2014). Cette classe de pesticides est fréquemment détectée dans les milieux humides des cuvettes des prairies au Canada (Main *et al.*, 2014), où ils sont susceptibles d'être ingérés par les chauves-souris lorsqu'elles s'abreuvent ou se nourrissent. On sait qu'un pesticide néonicotinoïde (l'imidaclopride) altère la mémoire de l'espace chez une espèce de chauve-souris asiatique (*Hipposideros terasensis*) utilisant l'écholocation (Hsiao *et al.*, 2016). Des analyses visant à détecter la présence de pesticides néonicotinoïdes n'auraient pas été effectuées pour les chauves-souris d'Amérique du Nord, et on ignore si les niveaux d'exposition sont suffisamment élevés pour entraîner des effets toxicologiques suffisants donnant lieu à des déclin de population. Cependant, des déclin chez les oiseaux insectivores ont été associés à des concentrations élevées de néonicotinoïdes (Hallmann *et al.*, 2014).

L'eutrophisation des milieux aquatiques causée par le ruissellement des eaux usées et d'autres sources peut contribuer aux efflorescences de cyanobactéries toxiques (algues bleues; Michalak *et al.*, 2013). Ces efflorescences ont provoqué la mort d'environ 1 000 chauves-souris au cours d'un seul événement en Alberta (espèces inconnues, mais l'une des six chauves-souris examinées était une chauve-souris cendrée; Pybus *et al.*, 1986). L'eau où s'abreuvent les chauves-souris peut également être dégradée par des apports provenant de sources urbaines et industrielles. Plusieurs contaminants communs susceptibles de perturber les systèmes physiologiques des chauves-souris ont été détectés dans des carcasses trouvées dans le nord-est des États-Unis, y compris des substances présentes dans des produits pharmaceutiques et de soins personnels (Secord *et al.*, 2015). Des événements de mortalité massive ont également été associés à des bassins de retenue industriels où les chauves-souris s'abreuvent, y compris des bassins de cyanure utilisés pour l'extraction de l'or et des fosses à pétrole brut (Flickinger et Bunck, 1987; O'Shea *et al.*, 2016).

En Ontario et au Québec, Hickey *et al.* (2001) ont observé des concentrations élevées de mercure, de zinc, de sélénium et de plomb chez la petite chauve-souris brune, et de mercure et de zinc chez la chauve-souris nordique (*Myotis septentrionalis*). Les concentrations de mercure étaient suffisamment élevées pour provoquer des effets

biologiques sublétaux. La toxicité du méthylmercure affecte principalement le cerveau et peut entraîner des effets neurologiques et comportementaux à des niveaux d'exposition sublétale (Chételat *et al.*, 2018). Les chauves-souris avaient probablement ingéré des métaux lourds en se nourrissant d'insectes (p. ex. trichoptères) émergeant de sédiments chargés de métaux dans les zones agricoles. Cependant, certains métaux lourds, comme le mercure (Chételat *et al.*, 2018) ou le plomb, peuvent également provenir de sources ponctuelles éloignées et de dépôts atmosphériques.

La pollution sonore constitue également une menace. Les chauves-souris utilisent l'écholocation pour s'orienter et détecter leurs proies. Le bruit anthropique constitue une source majeure de bruit ambiant au-dessus des niveaux de fond et peut amener les chauves-souris à modifier leurs cris d'écholocation (Hage et Metzner, 2013) et leurs habitudes d'émergence nocturne (Shirley *et al.*, 2001) et à éviter des zones d'alimentation potentielles (Schaub *et al.*, 2006; Siemers et Schaub, 2011; Bennet et Zurcher, 2012), en plus de les empêcher de boire et de se nourrir efficacement (Bunkley et Barber, 2015; Domer *et al.*, 2021). Par exemple, la diffusion de musique forte à proximité de sites de repos et de zones d'alimentation de chauves-souris influe sur le moment de l'émergence (Shirley *et al.*, 2001), réduit le temps consacré à l'alimentation et perturbe l'abreuvement et l'alimentation (Domer *et al.*, 2021). Le bruit de compresseurs de gaz a réduit l'activité nocturne de jusqu'à 40 % chez certaines espèces de chauves-souris, en particulier celles qui utilisent des cris d'écholocation à basse fréquence (< 35 kHz) (Bunkley *et al.*, 2015), comme la chauve-souris cendrée. De plus, le bruit des stations de compresseur de gaz naturel augmente le temps requis par la chauve-souris blonde (*Antrozous pallidus*) pour repérer ses proies (Bunkley et Barber 2015). En revanche, le bruit d'aéronefs n'a pas modifié l'activité chez la chauve-souris à longue queue (*Chalinolobus tuberculatus*; Le Roux et Waas, 2012).

Les routes comptent parmi les plus grandes sources de bruit anthropique rencontrées par les chauves-souris. Le bruit de la circulation routière peut nuire à la communication sociale (Jiang *et al.*, 2019) et aux niveaux d'activité (Finch *et al.*, 2020) ainsi qu'à la capacité des chauves-souris à repérer leurs proies (Bunkley et Barber, 2015), poussant les chauves-souris en quête de nourriture à éviter les zones proches des routes (Bennet et Zurcher, 2012). Dans les milieux humides du nord de la Californie, le niveau d'activité des chauves-souris cendrées et des chauves-souris argentées était jusqu'à trois fois plus important à 300 m d'une route principale que le long de celle-ci (Kitzes et Merenlander, 2014). Les grandes routes peuvent donc entraîner une perte de fonctionnalité de l'habitat pour ces espèces. Cependant, l'impact sur les chauves-souris migratrices est probablement faible, étant donné que leurs aires de répartition se trouvent, en grande partie, dans des zones relativement dépourvues de routes.

Portée

Étant donné que la pollution chimique et sonore est largement répandue dans l'aire de répartition de ces espèces, on estime globalement que de 31 à 100 % des individus seront exposés à ces polluants au cours des 10 prochaines années (portée généralisée, généralisée-grande).

Gravité

Malgré la portée de la pollution chimique et sonore pour ces chauves-souris, une incertitude considérable entoure la gravité de cette menace pour les chauves-souris (gravité modérée-légère), car les études sont rares. Néanmoins, des taux alarmants ont été rapportés pour certains de ces polluants ou contaminants ainsi que des effets sublétaux. De plus, le bruit anthropique est omniprésent et ne cesse d'augmenter.

Perte d'habitat de repos – impact faible

Menace 1.1 – Zones résidentielles et urbaines

Menace 1.2 – Zones commerciales et industrielles

Menace 2.1 – Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois

Menace 5.3 – Exploitation forestière et récolte du bois

Menace 7.1 – Incendies et suppression des incendies

Toutes les catégories de menaces de l'UICN susmentionnées comportent des aspects qui entraînent la perte d'habitat de repos pour la chauve-souris cendrée, la chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris argentée. Bien que l'on s'attende à ce que l'impact global cumulatif de la perte d'arbres de repos soit faible, ces aspects sont pris en compte séparément dans le calculateur des menaces rempli pour chaque espèce (annexes 1 à 3).

Description de la menace

L'habitat des chauves-souris se compose d'un habitat hivernal, d'un habitat d'alimentation et d'abreuvement estival, de structures de repos estival et, pour les espèces migratrices, de voies et de haltes migratoires (voir la section **Habitat**). L'habitat de repos est l'un des habitats les plus importants et est possiblement limitatif pour les chauves-souris (Fenton, 1997). La conversion des forêts naturelles et des terrains boisés en raison d'activités d'extraction des ressources (exploitation forestière, minière et autre), le développement résidentiel, commercial et industriel ainsi que les incendies de forêt et les activités de suppression des incendies réduisent le nombre d'arbres de repos potentiels disponibles pour ces espèces.

La croissance de la population urbaine au Canada est de l'ordre de 1,5 % par année. Le développement de nouvelles zones résidentielles et urbaines (menace 1.1) et commerciales et industrielles (menace 1.2) pour soutenir cette croissance nécessite le déboisement pour permettre ces nouvelles utilisations des terres. L'impact net est une perte d'aires de repos pour les chauves-souris arboricoles. Les mesures d'atténuation comprennent des projets de foresterie urbaine dans de nombreuses villes canadiennes. Cependant, on connaît mal l'étendue de ces initiatives. Qui plus est, il faudra probablement attendre des décennies avant que les arbres plantés dans les zones urbaines et commerciales ne deviennent des arbres de repos convenables pour les chauves-souris. À Chicago, le niveau d'activité de la chauve-souris rousse de l'Est et de la chauve-souris argentée a augmenté dans les terrains boisés rétablis en milieu urbain (Smith et Gehrt, 2010).

L'agriculture (menace 2.1) peut aussi réduire considérablement l'habitat de repos. Depuis l'arrivée des colons européens, la mise en culture de milieux naturels a entraîné une perte substantielle d'habitat de repos pour les trois espèces de chauves-souris en Amérique du Nord. Les sites où l'agriculture est le plus concentrée sont également ceux où les arbres sont le plus susceptibles de constituer un facteur limitatif pour ces espèces. Dans l'ouest du Canada, par exemple, les terres agricoles sont de plus en plus converties en zones résidentielles urbaines et rurales. Au fur et à mesure que les terres agricoles disparaissent au profit de l'urbanisation et du développement rural, de nouvelles zones, principalement dans des régions auparavant boisées, sont converties à l'agriculture (Haarsma, 2014). Ce changement coïncide également avec l'intensification de l'agriculture sur les terres agricoles existantes. Des méthodes de production agricole plus intensives entraînent souvent une diminution du nombre de chauves-souris présentes (Kalda *et al.*, 2015; Monck-Whipp *et al.*, 2018; Put *et al.*, 2018). Par exemple, dans les paysages agricoles, les chauves-souris cendrées sont plus abondantes dans les zones présentant une plus grande diversité de cultures, et elles le sont encore plus dans les petits champs (Monck-Whipp *et al.*, 2018). La perte de brise-vents arborés, souvent pour faire de la place à des équipements plus grands lors de la conversion en terres cultivées (Rempel *et al.*, 2017), peut entraîner des pertes d'arbres de repos et de milieux de lisière utilisés par les chauves-souris pour l'alimentation et les déplacements (Boughey *et al.*, 2011; Jantzen et Fenton, 2013).

Les structures forestières les plus associées au repos chez ces trois espèces de chauves-souris sont probablement nombreuses et difficiles à repérer. Les pratiques forestières (menace 5.3) réduisent l'abondance des arbres de repos potentiels pour ces chauves-souris. Les déclin des classes de forêts plus anciennes (c.-à-d. de fin de succession) pourraient constituer une menace si ces forêts sont celles que les chauves-souris préfèrent utiliser pour se reposer (Crampton et Barclay, 1998; Jung *et al.*, 1999). Par ailleurs, les coupes à blanc créent des milieux de lisière largement utilisés par les chauves-souris pour se nourrir, et les pratiques d'exploitation forestière qui créent des forêts reliques dans les zones exploitées et donnent lieu à des coupes partielles peuvent atténuer les impacts de l'exploitation, en particulier pour la chauve-souris rousse de l'Est (Hogberg *et al.*, 2002; Morris *et al.*, 2010). Par exemple, la chauve-souris cendrée a été observée beaucoup plus souvent dans les milieux de lisière que dans tout autre milieu forestier en Caroline du Nord (Morris *et al.*, 2010). Globalement, l'ampleur de la perte ou du gain d'habitat ne peuvent être quantifiés en raison de la grande superficie des aires de répartition de ces espèces et de l'intensité variable de l'exploitation et des pratiques forestières qui ont lieu dans ces aires.

Les incendies de forêt (menace 7.1) qui brûlent les arbres matures pourraient favoriser la création de cavités, ce qui pourrait être bénéfique pour la chauve-souris argentée à court et moyen terme. Toutefois, les « méga-incendies » à grande échelle réduisent considérablement la densité de grands arbres vivants et morts (Buchalski *et al.*, 2013; Jung, 2020), que ces espèces préfèrent utiliser (Mager et Nelson, 2001; Elmore *et al.*, 2004; Kalcounis-Ruppell *et al.*, 2005; Willis et Brigham, 2005; Limpert *et al.*, 2007; Perry et Thill, 2007; Klug *et al.*, 2012; Bohn, 2017). Certains individus sont également

susceptibles d'être touchés par les effets directs des incendies (c.-à-d. mortalité) ainsi que par les effets indirects que les incendies ont sur l'habitat (p. ex. perte d'abris et de sources de nourriture). Les activités de suppression des incendies se concentrent souvent sur les arbres morts ou en train de dépérir, réduisant ainsi leur abondance locale, ce qui peut toucher la chauve-souris argentée, car elle dépend de ces types d'arbres pour se reposer (Bohn, 2017).

Contrairement aux deux autres espèces, la chauve-souris argentée utilise des cavités. Par conséquent, l'exploitation forestière constitue probablement une menace plus importante pour cette espèce. Comme la plupart des chauves-souris se reposant dans des cavités, elle semble préférer les cavités dans les arbres plus grands et plus vieux (Betts, 1998b; Kalcounis-Ruppell *et al.*, 2005; Bohn, 2017). Des cas de mortalité directe attribuables à l'abattage d'arbres sont aussi possibles si cette activité a lieu pendant les mois d'été. L'exploitation forestière en Colombie-Britannique est considérée comme une menace importante pour la disponibilité d'arbres de repos en ce qui concerne la chauve-souris argentée, en raison de la conversion de forêts anciennes en jeunes peuplements et de la perte connexe de grands arbres (Kellner, comm. pers., 2020). Étant donné que la chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris cendrée sont des espèces solitaires qui se reposent dans le feuillage des arbres, il est probable qu'elles soient également touchées par l'exploitation forestière. Les possibilités de repos pour ces deux espèces pourraient être en train de s'améliorer dans l'est du Canada, où les forêts de feuillus se rétablissent dans de nombreux endroits.

Les chauves-souris migratrices passent la majeure partie de l'année à l'extérieur du Canada (Cryan, 2003). Elles seront touchées par les changements dans l'utilisation des terres le long des voies migratoires et dans leur aire d'hivernage, qui comprend vraisemblablement les régions côtières des États-Unis et possiblement le Mexique (Cryan et Veilleux, 2007; Cryan *et al.*, 2014b). La perte du couvert arboré dans les aires d'hivernage pourrait leur nuire (Cryan et Veilleux, 2007). En Californie, le couvert forestier a diminué d'environ 4,1 % entre 1973 et 2000, ce déclin s'étant surtout produit au cours de la dernière partie de cette période (Sleeter *et al.*, 2013). La perte de forêts a été plus importante dans les régions côtières que dans les autres régions de cet État. Dans l'ensemble des États-Unis, la perte de forêts est estimée à 4,2 % entre 1973 et 2000, un taux semblable à celui observé en Californie (Sleeter *et al.*, 2013).

Portée

De nombreuses chauves-souris verront leurs possibilités de repos réduites au cours des trois prochaines générations en raison du défrichement des terres pour l'agriculture, l'exploitation forestière et le développement résidentiel et commercial. Bien que la portée soit difficile à estimer, elle varie de négligeable à grande pour diverses menaces. Une grande partie de l'aire d'hivernage des trois espèces de chauves-souris sera également touchée. De vastes zones de forêts intactes subsistent, en particulier dans la forêt boréale et les zones montagneuses.

Gravité

Il est difficile de prédire la gravité de la perte des possibilités de repos, bien que cette dernière ait été considérée comme l'une des principales menaces pour les chauves-souris vivant dans les forêts (Fenton, 1997) avant l'apparition de nouvelles menaces que sont les maladies, les éoliennes et la perte d'insectes. Le déclin global des populations de chauves-souris à court terme varie probablement de modéré à léger.

Changements climatiques – impact inconnu

11.1 – Déplacement et altération de l'habitat

11.2 – Sécheresses

11.3 – Températures extrêmes

11.4 – Tempêtes et inondations

Description de la menace

Les effets des changements climatiques sur ces espèces de chauves-souris migratrices sont pour la plupart inconnus. On présume que les individus de ces trois espèces se déplacent sur de longues distances (plus de 1 000 km) et qu'ils peuvent être touchés par les changements survenant dans de vastes régions. On ne sait pas dans quelle mesure ces espèces peuvent s'adapter aux changements climatiques. Cependant, les changements climatiques pourraient avoir une incidence sur les chauves-souris par le biais d'effets combinés, notamment la diminution de la disponibilité des proies, la perte de couvert arboré et la réduction de l'habitat d'abreuvement (Adams et Hayes, 2008; Jones et Rebelo, 2013; Schneider, 2013). L'augmentation des températures pourrait influencer sur les bilans énergétiques, car elle modifie l'efficacité de la torpeur et de l'hibernation, accroît les besoins en eau et désynchronise l'émergence des insectes avec la répartition saisonnière, ce qui entraîne un décalage phénologique (Valdez et Cryan, 2009; Jones et Rebelo, 2013). Les changements climatiques augmentent probablement la fréquence et la gravité des incendies de forêt (Abatzoglou et Williams, 2016; Goss *et al.*, 2020), ce qui touche à la fois l'habitat d'été dans la forêt boréale (Jung, 2020) et l'habitat d'hiver aux États-Unis (p. ex. en Californie; Weller *et al.*, 2016). Bien que les incendies de forêt puissent être suivis d'une amélioration progressive de l'habitat d'alimentation (Jung, 2020), les effets initiaux de ces incendies sur les chauves-souris sont mal compris. Les changements climatiques entraînent probablement des épisodes de phénomènes météorologiques (p. ex. des tempêtes et des températures estivales plus élevées [notamment des dômes de chaleur]). Noakes *et al.* (2021) ont constaté que les chauves-souris cendrées adultes toléraient mieux les températures aux alentours de 42 °C que la petite chauve-souris brune et la chauve-souris argentée.

Certains modèles prévoient que les changements climatiques réduiront la couverture de milieux humides, en particulier dans les zones arides, et entraîneront une expansion vers le nord de ces zones à l'intérieur de la forêt boréale (Schneider, 2013). Les tremblais pourraient dépérir en raison de sécheresses accrues associées à des climats plus chauds et plus secs, ce qui risque d'entraîner une expansion des prairies et des forêts-parcs (Hogg

et al., 2002; Michaelian *et al.*, 2011; Schneider, 2013). La perte de tremblais dans les zones qui ont actuellement un climat de prairie ou de forêt-parc réduira probablement le caractère convenable de l'habitat pour les chauves-souris migratrices, étant donné l'importance du couvert arboré pour l'alimentation et le repos des chauves-souris (Holloway et Barclay, 2000). Cependant, l'effet de l'expansion prévue des forêts-parcs dans la forêt boréale sur les espèces migratrices est moins clair, car certaines de ces espèces pourraient préférer les milieux de type forêt-parc-tremblaie (Lausen et Barclay, 2006; Baerwald *et al.*, 2014).

Les changements climatiques pourraient aussi entraîner des effets bénéfiques pour les chauves-souris. Par exemple, dans certaines conditions, des températures plus élevées pourraient réduire les besoins énergétiques des chauves-souris qui doivent maintenir des températures corporelles élevées (homéothermes) et prolonger la période d'activité des insectes, et ces deux effets pourraient se traduire par des taux de survie et de reproduction plus élevés (Lewis, 1993). Les changements climatiques pourraient également permettre le déplacement de l'aire de répartition de certaines espèces de chauves-souris vers le nord (Humphries *et al.*, 2002).

Portée

Tous les individus (100 %) de ces 3 espèces devraient être touchés par les changements climatiques au cours des prochaines décennies (y compris les 10 prochaines années) (portée généralisée).

Gravité

On ne sait pas clairement quels seront les effets des changements climatiques sur les chauves-souris à court terme (trois générations) ni même si les effets nets seront positifs ou négatifs. Par conséquent, la gravité de la menace que représentent les changements climatiques au cours des dix prochaines années pour ces trois espèces de chauves-souris est inconnue.

Facteurs limitatifs

Les facteurs limitatifs ne sont pas d'origine humaine et font en sorte qu'il est difficile pour une espèce de répondre aux efforts de rétablissement ou de conservation (B.C. Ministry of Environment, 2016; Environment and Climate Change Canada, 2018). De façon générale, ces facteurs ne sont pas bien connus pour les chauves-souris au Canada.

La migration sur de longues distances est une stratégie comportant des risques (Alerstam *et al.*, 2003; Seidler *et al.*, 2015). La fréquence des accidents naturels et d'autres événements de mortalité (associés notamment à l'inanition et à la prédation) subis par ces chauves-souris au cours de leurs migrations bisannuelles est inconnue, mais pourrait être une cause importante de mortalité (Johnson, 1933; Manville, 1963; O'Shea *et al.*, 2016). Les accidents qui se produisent pendant la migration sont susceptibles d'être des facteurs limitatifs pour la croissance de la population.

Les autres facteurs limitatifs touchant ces chauves-souris sont semblables à ceux qui touchent toutes les chauves-souris au Canada et comprennent le mauvais temps et les tempêtes ainsi que la prédation naturelle. Le mauvais temps et les tempêtes peuvent entraîner des événements de mortalité ou réduire le temps consacré à l'alimentation. De plus, le temps frais et pluvieux du printemps peut retarder la gestation et la mise bas, parce que les femelles gravides demeurent alors plus longtemps en état de torpeur et renoncent à s'alimenter certains soirs (Willis *et al.*, 2006). La prédation naturelle par les serpents, les oiseaux et les mammifères peut également limiter la croissance de la population. Cependant, les taux de prédation visant ces chauves-souris ne sont pas connus, mais sont probablement faibles. Il convient de noter que la chauve-souris cendrée et la chauve-souris rousse de l'Est pourraient être particulièrement vulnérables à la prédation et à l'impact des tempêtes, parce qu'elles se reposent dans des endroits exposés, contrairement à d'autres espèces de chauves-souris du Canada, y compris la chauve-souris argentée, qui se réfugient dans les arbres, sous l'écorce exfoliée ou dans des infrastructures humaines (p. ex. bâtiments, ponts).

Bien qu'elles soient répandues, la chauve-souris cendrée, la chauve-souris rousse de l'Est et, dans une moindre mesure, la chauve-souris argentée sont des espèces relativement rares dans les études sur les communautés de chauves-souris au Canada, représentant souvent moins de 5 % des individus détectés par espèce dans les études acoustiques (voir p. ex. Crampton et Barclay, 1998; Jung *et al.*, 1999; Kalcounis *et al.*, 1999; Broders *et al.*, 2003; Coleman et Barclay, 2012; Luszcz et Barclay, 2016). Par conséquent, l'on suppose que la taille des populations locales est particulièrement petite par rapport à celles d'autres espèces dans les rassemblements de chauves-souris, ce qui peut limiter la croissance et la persistance de ces populations.

Les maladies d'origine naturelle peuvent également constituer un facteur limitatif pour certaines chauves-souris. Les chauves-souris de la tribu Lasiurini sont considérées comme particulièrement sensibles à la rage, par exemple, comparativement à d'autres espèces de chauves-souris canadiennes, mais certaines données semblent indiquer qu'il en est autrement (Klug *et al.*, 2011).

La chauve-souris argentée est la seule des trois espèces à hiverner au Canada, et l'habitat hivernal pourrait être limité aux régions les plus méridionales de la Colombie-Britannique. On ne sait pas si les sites d'hivernage disponibles présentant des conditions microclimatiques convenables sont un facteur limitatif au Canada.

Comparativement à d'autres chauves-souris du Canada, les chauves-souris arboricoles migratrices sont relativement fécondes. La chauve-souris cendrée et la chauve-souris argentée ont souvent des portées de jumeaux (Kunz, 1982; Shump et Shump, 1982a), tandis que la chauve-souris rousse de l'Est a des portées pouvant compter de un à quatre petits (Shump et Shump, 1982b), ce qui est exceptionnel pour une espèce de la famille des Vespertilionidés. Des portées plus grandes pourraient réduire la menace lorsque le taux de survie des petits est faible au cours d'une année, ou d'une année à l'autre, et contribuer à la résilience des populations face à des menaces ou à des facteurs

limitatifs locaux. Cependant, les stratégies d'accouplement chez ces chauves-souris semblent reposer sur des mâles et des femelles solitaires, séparés selon le sexe pendant l'été et durant les périodes d'hivernage, se retrouvant le long de voies migratoires étendues et dispersées pour s'accoupler, ce qui peut donner lieu à des effets d'Allee, car il devient de plus en plus difficile de trouver des partenaires au sein de populations en déclin.

Nombre de localités

On ne connaît pas le nombre de localités de la chauve-souris cendrée, de la chauve-souris rousse de l'Est ni de la chauve-souris argentée, mais il est certainement bien supérieur à dix. Les trois espèces ont des aires de répartition étendues couvrant une grande partie de l'Amérique du Nord. Elles sont toutes confrontées à de nombreuses menaces potentielles dans leurs aires de répartition, la plus importante étant le développement du secteur de l'énergie éolienne, suivi de la perte d'insectes-proies et, dans une moindre mesure, de la pollution chimique. Ces menaces sont présentes sur d'innombrables terrains privés et publics, ont des effets interreliés à divers degrés sur les populations locales de chauves-souris, et ne sont pas facilement réversibles à l'échelle continentale. Il est inféré que, à mesure que les populations de ces espèces diminuent, le nombre de localités diminuera également; ce nombre restera cependant probablement élevé au cours des dix prochaines années.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Aucune de ces trois espèces de chauves-souris n'est inscrite ni protégée en vertu de lois fédérales, provinciales, territoriales ou d'États dans leurs aires de reproduction au Canada ou leurs aires d'hivernage aux États-Unis ou au Mexique, à l'exception du Québec. Dans cette province, les trois espèces sont inscrites sur la Liste des espèces susceptibles d'être désignées comme menacées ou vulnérables, préparée conformément à la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (LEMV) (RLRQ, c. E-12.01). Les trois espèces de chauves-souris bénéficient d'une protection générale en vertu de lois provinciales et territoriales sur les espèces sauvages, comme la plupart des autres espèces.

Statuts et classements non juridiques

Échelle mondiale

Sur la liste rouge de l'UICN, la chauve-souris cendrée est classée dans la catégorie *préoccupation mineure*, compte tenu d'une évaluation réalisée en 2015 (Gonzalez *et al.*, 2016; tableau 1). Cependant, la tendance de la population de l'espèce est considérée comme inconnue, et les seules menaces à l'échelle mondiale mentionnées sont le déboisement et les perturbations humaines au Mexique; les éoliennes et le déclin des insectes n'ont pas été inclus comme menaces. La chauve-souris rousse de l'Est a aussi été classée dans la catégorie *préoccupation mineure* en 2015, la justification étant qu'elle a

une vaste répartition, que sa population est présumée importante, qu'elle est présente dans des aires protégées, qu'elle tolère un certain degré de modification de son habitat et qu'il est peu probable qu'elle soit en train de subir un déclin à un rythme se rapprochant de celui requis pour une inscription dans une catégorie d'espèce menacée (Arroyo-Cabrales *et al.*, 2016). La tendance de la population mondiale est considérée comme stable. Aucune menace n'a été prise en compte dans les évaluations de la chauve-souris rousse de l'Est ou de la chauve-souris argentée pour la Liste rouge de l'UICN. La chauve-souris argentée a également été classée dans la catégorie *préoccupation mineure* de la Liste rouge de l'UICN, mais plus récemment en 2018 (Solari, 2019). La justification de cette évaluation est la même que pour la chauve-souris rousse de l'Est (Arroyo-Cabrales *et al.*, 2016), et la tendance de la population est considérée comme stable. Les menaces prises en compte dans l'évaluation mondiale de la chauve-souris argentée ont été considérées comme ayant un faible impact et se limitent au déboisement des forêts, qui réduit les sites de repos disponibles.

À la différence des évaluations de la situation réalisées pour la Liste rouge de l'UICN, la cote mondiale arrondie (cote G) attribuée en 2020 par NatureServe pour chacune de ces trois espèces de chauves-souris en Amérique du Nord, au nord du Mexique, est G3 (*vulnérable*; NatureServe Explorer, 2020a,b,c; tableau 1). Cette cote mondiale a été déterminée à l'aide d'un calculateur de classement (Cannings, comm. pers., 2020). On estime que le déclin à court terme (3 générations) est inférieur à 30 % pour la chauve-souris cendrée et varie entre 10 et 50 % pour la chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris argentée, tandis que le déclin à long terme (depuis l'arrivée des colons européens) serait de 10 à 50 % pour la chauve-souris cendrée et la chauve-souris argentée et de 10 à 70 % pour la chauve-souris rousse de l'Est. Les menaces déterminées pour les trois espèces comprennent la mortalité attribuable aux éoliennes, le déclin des insectes-proies et le déboisement historique et qui se poursuit (NatureServe Explorer, 2020a, b, c).

Tableau 1. Cotes de conservation mondiales de la chauve-souris cendrée, de la chauve-souris rousse de l'Est et de la chauve-souris argentée. Sources : Gonzalez *et al.*, 2016; Arroyo-Cabrales *et al.*, 2016; Solari, 2019; NatureServe, 2022a,b,c; CMS, 2022)

| Pays/province ou territoire ou État | Cote ou inscription | | |
|--|------------------------------|-------------------------------|------------------------------|
| | Chauve-souris cendrée | Chauve-souris rousse de l'Est | Chauve-souris argentée |
| Cote mondiale | | | |
| Liste rouge de l'UICN | Préoccupation mineure (2016) | Préoccupation mineure (2016) | Préoccupation mineure (2019) |
| NatureServe (cote G) | G3 – Vulnérable (2020) | G3 – Vulnérable (2020) | G3 – Vulnérable (2020) |
| Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) | – | – | – |

| Pays/province ou territoire ou État | Cote ou inscription | | |
|---|-----------------------|-------------------------------|------------------------|
| | Chauve-souris cendrée | Chauve-souris rousse de l'Est | Chauve-souris argentée |
| Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage | Annexe II (2020) | Annexe II (2020) | – |

Ni la chauve-souris cendrée ni la chauve-souris rousse de l'Est ni la chauve-souris argentée ne sont inscrites à la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES; tableau 1). D'après les critères de la CITES, pour qu'une espèce soit incluse dans les annexes de celle-ci, il faut que le commerce international la mette en danger (Possingham *et al.*, 2002; Reeve, 2006; Challender *et al.*, 2015), et un tel commerce n'est pas connu pour ces espèces.

La chauve-souris cendrée et la chauve-souris rousse de l'Est (mais pas la chauve-souris argentée) ont été récemment (2017) inscrites à l'annexe II de la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS; également connue sous le nom de Convention de Bonn; tableau 1). La CMS de 1979 a deux objectifs principaux : premièrement, protéger les espèces migratrices menacées d'extinction et, deuxièmement, encourager la collaboration entre les pays de l'aire de répartition pour la conservation des espèces migratrices qui bénéficieraient d'une telle collaboration (Lyster, 1989; Trouwborst, 2012). Pour qu'une espèce soit inscrite à l'annexe II de la CMS, elle doit avoir un « état de conservation défavorable » et nécessiter une collaboration internationale pour sa conservation. Les pays de l'aire de répartition sont encouragés à conclure des accords internationaux en faveur de ces espèces.

Échelle nationale

La cote nationale (cote N) de la chauve-souris cendrée au Canada selon NatureServe est N5B, NUM (NatureServe Explorer, 2020a; tableau 2); la population reproductrice est évaluée comme étant *en sécurité*, tandis que la population migratrice est considérée comme ayant un statut *indéterminé*. Aux États-Unis, la cote N, qui ne fait pas de distinction entre les populations reproductrice et migratrice, est N5 (*en sécurité*). Actuellement (2020), les cotes N au Canada et aux États-Unis ne s'accordent pas avec la cote G dans le cas des trois espèces, c.-à-d. que la cote G de chacune d'elles est plus préoccupante que leurs cotes N respectives.

Tableau 2. Cotes nationales (N) et infranationales (S) de NatureServe pour la chauve-souris cendrée, la chauve-souris rousse de l'Est et la chauve-souris argentée dans l'ensemble de leurs aires de répartition au Canada et aux États-Unis (NatureServe Explorer, 2020a,b,c).

| Pays/province ou territoire ou État | Cote S de NatureServe | | |
|-------------------------------------|-----------------------|-------------------------------|------------------------|
| | Chauve-souris cendrée | Chauve-souris rousse de l'Est | Chauve-souris argentée |
| Canada | N5B, NUM | N5B, NUM | N5B, NUM |
| Alberta | S3B | S3B | S3S4B |
| Colombie-Britannique | S4S5 | SU | S4S5 |
| Île de Terre-Neuve | SNA | – | – |
| Manitoba | S3B | S3B | S3S4B |
| Nouveau-Brunswick | SUB,S2?M | SUB,S2?M | SUB,S1?M |
| Nouvelle-Écosse | S1S2B,S1M | S1S2B,S1M | SUB,S1M |
| Nunavut | S5B,SNRM | SNR | – |
| Ontario | S4 | S4 | S4 |
| Québec | S3 | S3 | S3 |
| Saskatchewan | S5B | S4B | S5B |
| Territoires du Nord-Ouest | SU | – | SU |
| Yukon | SUB | – | SNR |
| États-Unis | N5 | N5 | N3N4 |
| Alabama | SNR | S5 | SNR |
| Alaska | – | – | S4 |
| Arizona | S4 | SNR | S3S4 |
| Arkansas | S3 | S5 | S3N |
| Californie | S4 | – | S3S4 |
| Caroline du Nord | S3S4 | S5 | S4 |
| Caroline du Sud | SNR | S4S5 | SNR |
| Colorado | S3S4B | S2S3B | S3S4 |
| Connecticut | S3B | S3B | S3B |
| Dakota du Nord | SNR | SNR | SNR |
| Dakota du Sud | S5 | S5 | S4 |
| Delaware | – | S5 | SU |
| District de Columbia | S2N | S4 | S4N |

| Pays/province ou territoire ou État | Cote S de NatureServe | | |
|-------------------------------------|-----------------------|-------------------------------|------------------------|
| | Chauve-souris cendrée | Chauve-souris rousse de l'Est | Chauve-souris argentée |
| Floride | SU | SNR | SNR |
| Georgie | S4 | S5 | S5 |
| Hawaï | SNR | – | – |
| Idaho | S3 | – | S3 |
| Illinois | S4 | S5 | S3S4 |
| Indiana | – | S4 | SNRN |
| Iowa | S4 | S4 | S4 |
| Kansas | S4B | S5B | SNA |
| Kentucky | S3S4M | S5 | S4S5M |
| Louisiane | S4 | S4 | SNA |
| Maine | SU | SU | SU |
| Maryland | S3S4 | S3S4 | SU |
| Massachusetts | S2 | S3 | S2 |
| Michigan | S5 | S5 | S5 |
| Minnesota | – | – | SNR |
| Mississippi | S2? | S4S5 | – |
| Missouri | S3 | S4 | S3 |
| Montana | S3 | S3 | S4 |
| Nebraska | S3 | S3 | S3 |
| Nevada | S2S3 | – | S3 |
| New Hampshire | S3B | S3?B | S3B |
| New Jersey | S3 | S3 | S3 |
| New York | S3S4B | S3S4B | S2S3B |
| Nouveau-Mexique | S4 | S3N | S4 |
| Ohio | S3 | SNR | SNR |
| Oklahoma | – | SNR | S2 |
| Oregon | – | – | S3S4 |
| Pennsylvanie | S4 | S4 | S1 |
| Rhode Island | S1 | SNR | SU |

| Pays/province ou territoire ou État | Cote S de NatureServe | | |
|-------------------------------------|-----------------------|-------------------------------|------------------------|
| | Chauve-souris cendrée | Chauve-souris rousse de l'Est | Chauve-souris argentée |
| Tennessee | S5 | S5 | S4S5 |
| Texas | S4 | S4 | S4 |
| Utah | S4B | SNR | S4B |
| Vermont | S3B | S4B | S2B |
| Virginie | SUB,S3M | S4 | SUB,S4N |
| Virginie-Occidentale | S3 | S3 | S2 |
| Washington | S3S4 | – | S3S4 |
| Wisconsin | S3 | S3 | S3 |
| Wyoming | S4 | S3B | S3B |

La cote N de NatureServe pour la chauve-souris rousse de l'Est est N4B, NUM, c.-à-d. que la population reproductrice est évaluée comme étant *apparemment en sécurité*, tandis que la population migratrice est considérée comme ayant un statut *indéterminé* (NatureServe Explorer, 2020b; tableau 2), en raison d'enjeux connexes mentionnés ci-dessus.

La cote N de NatureServe pour la chauve-souris argentée au Canada est la même que pour les deux autres espèces de chauves-souris ci-dessus (N5B, NUM; NatureServe Explorer, 2020c) et ne s'accorde pas avec la cote G pour l'espèce. Cependant, la cote N de l'espèce aux États-Unis est N3N4, et elle s'accorde avec la cote G.

Échelle infranationale

Le statut de chacune des trois espèces évaluées dans chaque province, territoire ou État (cote S) est variable (NatureServe, Explorer 2020a,b,c; tableau 2), ce qui reflète probablement davantage l'état des connaissances sur ces espèces dans chaque endroit que leur statut de conservation réel.

Au Canada, la chauve-souris cendrée est *non évaluée, non classée* ou son statut est *indéterminé* dans le cas du Nouveau-Brunswick, des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut (population migratrice seulement), du Yukon et de l'île de Terre-Neuve. Aucune cote n'a été attribuée à l'espèce au Labrador. Pour compliquer les choses, dans certaines provinces et certains territoires, une cote S est attribuée aux populations reproductrices et/ou aux populations migratrices, alors que, dans d'autres provinces et territoires, une cote S unique est attribuée sans que l'on précise s'il s'agit de populations reproductrices ou migratrices. Des variations et irrégularités semblables touchent les cotes S de la chauve-souris rousse de l'Est et de la chauve-souris argentée (tableau 2).

Protection et propriété de l'habitat

Les relevés de chauves-souris sont peu nombreux dans les parcs nationaux, provinciaux et territoriaux ainsi que dans d'autres aires protégées au Canada. Ces trois espèces de chauves-souris migratrices sont répandues et sont probablement présentes, de façon saisonnière, dans plus de 100 aires protégées situées au sud de 62-63° de latitude nord à l'ouest de la baie d'Hudson et au sud d'environ 54° de latitude nord à l'est de la baie d'Hudson au Canada, aux États-Unis et au Mexique. Malgré le grand nombre d'aires protégées dans lesquelles ces trois espèces de chauves-souris sont présentes à l'intérieur de leurs vastes aires de répartition, on ne sait pas si le réseau d'aires protégées existant répond à lui seul à leurs besoins en matière d'habitat.

Seule la province du Québec a élaboré un plan de rétablissement pour l'une de ces trois espèces migratrices (Équipe de rétablissement des chauves-souris du Québec, 2021). Ce plan porte sur la chauve-souris rousse de l'Est, et ses objectifs sont d'évaluer et d'atténuer les menaces, d'effectuer des activités de suivi et de recherche pour faciliter le rétablissement et de sensibiliser le public et les intervenants.

REMERCIEMENTS

Le présent rapport a été rédigé grâce aux renseignements fournis par de nombreux chercheurs et gestionnaires dont les travaux portent sur les chauves-souris migratrices en Amérique du Nord.

EXPERTS CONTACTÉS

- Allen, Sydney, agent de projets scientifiques et SIG, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Gatineau (Québec)
- Anctil, Alexandre, biologiste; coordonnateur CDPNQ-faune, Direction de la biodiversité et des maladies de la faune, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, gouvernement du Québec, Québec (Québec)
- Anderson, Robert, chercheur scientifique, Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario)
- Bennett, Bruce, coordonnateur, Centre de données sur la conservation des espèces du Yukon, Whitehorse (Yukon)
- Bernier, Pierre-André, biologiste, Environnement et Changement climatique Canada, Québec (Québec)

- Lonnie Bilyk, Fisheries and Wildlife Management Information System, Alberta Environment and Parks
- Bilyk, Lonnie, Resource Data Biologist, Alberta Environment and Parks, Edmonton (Alberta)
- Blaney, Sean, directeur général et scientifique principal, Centre de données sur la conservation du Canada atlantique, Sackville (Nouveau-Brunswick)
- Blejwas, Karen, biologiste de la faune, Alaska Department of Fish and Game, Juneau (Alaska)
- Bouchard, Nancy, analyste, Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage, Montréal (Québec)
- Boudreault, Sonia, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Chibougamau (Québec)
- Broders, Hugh, professeur, département de biologie, Université de Waterloo, Waterloo (Ontario)
- Burns, Lynne, spécialiste des sciences physiques, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement et Changement climatique Canada, Edmonton (Alberta)
- Cannings, Sydney, biologiste des espèces en péril, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Whitehorse (Yukon)
- Carrière, Suzanne, biologiste (biodiversité), Division de la faune, ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)
- Centre de données sur la conservation du Canada atlantique, Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador)
- Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage (CCCPP), Montréal (Québec)
- Comité conjoint des pêches Tla'amin (CCPTA), Happy Valley-Goose Bay (Terre-Neuve-et-Labrador)
- Conseil consultatif de la gestion de la faune (versant nord) (CCGF-VN), Whitehorse (Yukon)
- Conseil consultatif de la gestion de la faune des Territoires du Nord-Ouest (CCGF-TNO), Inuvik (Territoires du Nord-Ouest)
- Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine d'Eeyou (CGRFRME), Waskaganish (Québec)
- Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik (CGRFRMN), Inukjuak (Québec)
- Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut (CGRFN), Iqaluit (Nunavut)

- Conseil des ressources renouvelables d'Alsek (CRRRA), Haines Junction (Yukon)
- Conseil des ressources renouvelables de Carcross/Tagish (CRRCT), Tagish (Yukon)
- Conseil des ressources renouvelables de Carmacks (CRRC), Carmacks (Yukon)
- Conseil des ressources renouvelables de Dän Keyi (CRRDK), Burwash Landing (Yukon)
- Conseil des ressources renouvelables de Laberge (CRRL), Whitehorse (Yukon)
- Conseil des ressources renouvelables de Selkirk (CRRS), Pelly Crossing (Yukon)
- Conseil des ressources renouvelables de Teslin (CRRT), Teslin (Yukon)
- Conseil des ressources renouvelables du district de Dawson (CRRDD), Dawson (Yukon)
- Conseil des ressources renouvelables du district de Mayo (CRRDM), Mayo (Yukon)
- Conseil des ressources renouvelables du Nord du Yukon (CRRNY), Old Crow (Yukon)
- Conseil Inuvialuit de gestion du gibier (CIGG), Inuvik (Territoires du Nord-Ouest)
- Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique
- Conservation Data Centre des Territoires du Nord-Ouest et Wildlife Management Information System, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)
- Cooper, Kaytlin, Conseil des ressources renouvelables gwich'in, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest)
- Court, Gordon, Provincial Wildlife Status Biologist, Fish and Wildlife Policy Division, Environment and Parks, gouvernement de l'Alberta, Edmonton (Alberta)
- Craig, Robert, Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario, Peterborough (Ontario)
- Cryan, Paul, Fort Collins (Colorado)
- Dar, Saleem, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Whitehorse (Yukon)
- Davy, Christina, spécialiste de la recherche sur la faune (espèces en péril), ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario/Université Trent, Peterborough (Ontario)
- Desrosiers, Nathalie, biologiste, Direction de la biodiversité et des maladies de la faune, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, gouvernement du Québec, Québec (Québec)

- Doubt, Jennifer, conservatrice, Botanique, Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario)
- Edwards, Mark, Curator of Mammalogy, Royal Alberta Museum, Edmonton (Alberta)
- Faulkner, Sheri, chef, Planification de la conservation, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Sackville (Nouveau-Brunswick)
- Fenton, Brock, professeur émérite, département de biologie, Université Western, London (Ontario)
- Fillion, Alain, Soutien scientifique au COSEPAC, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Gatineau (Québec)
- Forbes, Graham, professeur, Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton (Nouveau-Brunswick)
- Fournier, Bonnie, spécialiste SIG et des données sur la faune, Conservation de la biodiversité, Division de la faune, ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)
- Fraser, Erin, professeure adjointe – Sciences environnementales (biologie), Campus Grenfell, Université Memorial de Terre-Neuve, Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador)
- Frick, Winifred, Chief Scientist, Bat Conservation International; Associate Research Professor, Ecology and Evolutionary Biology, UC Santa Cruz, Bat Conservation International, Santa Cruz (Californie)
- Friesen, Chris, coordonnateur, Centre de données sur la conservation du Manitoba, Winnipeg (Manitoba)
- Gauthier, Isabelle, biologiste, coordonnatrice provinciale des espèces fauniques menacées et vulnérables, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, gouvernement du Québec, Québec (Québec)
- Ghikas, Diana, biologiste principale de la faune, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Regina (Saskatchewan)
- Gillam, Erin, professeure agrégée, Department of Biological Sciences, North Dakota State University, Fargo (Dakota du Nord)
- Govindarajulu, Purnima, Unit Head, Species Conservation Unit, Conservation Science Section, Ecosystems Branch, Ministry of Environment and Climate Change Strategy, gouvernement de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique)
- Grindal, Scott, Senior Environmental Coordinator, ConocoPhillips, Calgary (Alberta)

- Guglielmo, Chris, professeur, Université Western, London (Ontario)
- Guile, Aimee, Office des ressources renouvelables du Wek'èezhii (ORRW), Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)
- Gutsell, Robin, Species at Risk, Non-Game and Wildlife Disease Policy, Environment and Parks, Edmonton (Alberta)
- Hickey, Brian, Program Leader Education/Research Scientist, River Institute, Cornwall (Ontario)
- Holroyd, Susan, Regional Coordinator, Alberta Community Bat Program, Wildlife Conservation Society Canada/Alberta Community Bat Program, Calgary (Alberta)
- Humber, Jessica, Ecosystem Management Ecologist, Endangered Species and Biodiversity Section, Department of Environment and Conservation, gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador, Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador)
- Hurlburt, Donna, Division de la faune, ministère des Terres et des Forêts de la Nouvelle-Écosse, gouvernement de la Nouvelle-Écosse
- Hwang, Yeen Ten, chef, Unité de planification de la conservation, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Edmonton (Alberta)
- Jonasson, Kristin, Research Scientist, Bat Conservation International, Austin (Texas)
- Jones, Colin, zoologiste provincial spécialiste des arthropodes, Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario, ministère des Richesses naturelles et des Forêts, gouvernement de l'Ontario, Peterborough (Ontario)
- Jung, Tom, biologiste principal de la faune, gouvernement du Yukon, Whitehorse (Yukon)
- Keith, Jeff, coordonnateur, Conservation Data Centre de la Saskatchewan, Ministry of Environment, gouvernement de la Saskatchewan, Regina (Saskatchewan)
- Kellner, Mandy, Bat Conservation Coordinator, Ministry of Environment, gouvernement de la Colombie-Britannique (Colombie-Britannique)
- Kling, Ashley, conseillère scientifique principale, science des mammifères marins, Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ontario)
- Klymko, John, zoologiste, Centre de données sur la conservation du Canada atlantique, Sackville (Nouveau-Brunswick)
- Knaga, Paul, biologiste du rétablissement des espèces en péril, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

- Lake, Randal, chef, Affaires réglementaires, Centre de recherche sur la faune du Pacifique, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique)
- Laurendeau, Claudine, zoologiste adjointe, Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, Québec (Québec)
- Lausen, Cori, Research Biologist, Bat Specialist, WCS Canada, Kaslo (Colombie-Britannique)
- Lavery, Jolene, biologiste des espèces en péril, Division de la faune, ministère des Terres et des Forêts, gouvernement de la Nouvelle-Écosse (Nouvelle-Écosse)
- Loeb, Susan, Research Ecologist, Clemson University, Clemson (Caroline du Sud)
- Luszcz, Tanya, Partners in Flight BC Great Basin Program Manager, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Delta (Colombie-Britannique)
- Mallory, Conor, biologiste pour la région de l'Extrême-Arctique, gouvernement du Nunavut, Igloolik (Nunavut)
- McAlpine, Donald, directeur, Département d'histoire naturelle; chef de section et conservateur de recherche – Zoologie, Musée du Nouveau-Brunswick, Saint John (Nouveau-Brunswick)
- McDonald, Rachel, conseillère principale en environnement, Défense nationale, Ottawa (Ontario)
- McGuire, Liam, professeur agrégé, Université de Waterloo, Waterloo (Ontario)
- McLoughlin, Philip, professeur agrégé, Department of Biology, University of Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan)
- Millikin, Rhonda, chef par intérim, Évaluation des populations, Centre de recherche sur la faune du Pacifique, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Delta (Colombie-Britannique)
- Moores, Shelley, Senior Manager, Endangered Species and Biodiversity Wildlife Division, Department of Environment and Conservation, gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador, Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador)
- Murray, Colin, écologiste de projet, Conservation Manitoba, Centre de données sur la conservation du Manitoba, Winnipeg (Manitoba)
- Nagorsen, David (Colombie-Britannique)
- Nisga'a Wildlife Committee (NWC) et Comité de gestion des pêches conjointes Nisga'a (CGPCN), Gitlaxt'aamiks (Colombie-Britannique)
- Office des ressources renouvelables du Sahtu (ORRS), Tulita (Territoires du Nord-Ouest)

- Office des ressources renouvelables du Wek'èezhìi (ORRW), Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)
- Office des ressources renouvelables sur le territoire gwich'in (ORRTG), Inuvik (Territoires du Nord-Ouest)
- Owen, Catarina, Office des ressources renouvelables du Sahtu, Tulít'a (Territoires du Nord-Ouest)
- Paterson, Brian, Zonal Ecosystem and Wildlife Consultants Ltd, région de la rivière de la Paix (Colombie-Britannique)
- Picard, Karine, chef, Planification de la conservation, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Québec (Québec)
- Pickett, Karolyne, biologiste des espèces en péril, Planification de la conservation, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Toronto (Ontario)
- Pirie-Dominix, Lisa, chef, Aires protégées, région du Nord, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Iqaluit (Nunavut)
- Pruss, Shelley, professeure associée, département des ressources renouvelables, Université de l'Alberta/spécialiste de la conservation des espèces, Direction de la conservation des ressources naturelles, Parcs Canada, Fort Saskatchewan (Alberta)
- Rae, Jason, WCS Canada, Nelson (Colombie-Britannique)
- Rancourt, Krystal, biologiste de la faune, gouvernement Nisga'a Lisims, Thunder Bay (Ontario)
- Ritchie, Kyle, biologiste, Gestion de l'habitat et des espèces en péril, Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut, Iqaluit (Nunavut)
- Robertson, Myra, chef, Évaluation de la faune et des habitats, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)
- Rohe, Christina, biologiste, rétablissement des espèces sauvages, Service canadien de la faune – Ontario, Toronto (Ontario)
- Sabine, Mary, biologiste, Programme des espèces en péril, Direction de la faune et des poissons, ministère des Ressources naturelles, gouvernement du Nouveau-Brunswick, Fredericton (Nouveau-Brunswick)
- Sam, Donald, biologiste des espèces en péril, ministère des Terres et des Forêts, gouvernement de la Nouvelle-Écosse (Nouvelle-Écosse)
- Schnobb, Sonia, spécialiste du soutien aux programmes, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Gatineau (Québec)
- Segers, Jordi, coordonnateur national SMB des chauves-souris, Réseau canadien de la santé de la faune, Halifax (Nouvelle-Écosse)

- Shaw, Jennifer, conseillère scientifique, Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ontario)
- Shepherd, Pippa, Conservation des espèces et gestion des écosystèmes, scientifique III, Parcs Canada, Vancouver (Colombie-Britannique)
- Simard, Anouk, biologiste, Direction de la biodiversité et des maladies de la faune, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, gouvernement du Québec, Québec (Québec)
- Solick, Donald, biologiste spécialiste des chauves-souris et propriétaire, Vesper Bat Detection Services, Fort Collins (Colorado)
- SPI Mail, Ecosystem Information Section, Knowledge Management Branch, gouvernement de la Colombie-Britannique
- St-Laurent, Kathy, biologiste du rétablissement des espèces en péril, Service canadien de la faune, Centre de données sur la conservation du Canada atlantique, Sackville (Nouveau-Brunswick)
- Svoboda, Michael, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Whitehorse (Yukon)
- Terwissen, Christine, coordonnatrice nationale (projet EBAR), NatureServe Canada, Peterborough (Ontario)
- Valdez, Ernie, chercheur-biologiste de la faune, Fort Collins Science Centre, Albuquerque (Nouveau-Mexique)
- Varty, Stephanie, Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine d'Eeyou, Waskaganish (Québec)
- Vonhof, Maarten, professeur en sciences biologiques, Western Michigan University, Kalamazoo (Michigan)
- Watkins, Bill, Direction de la protection de la faune et des écosystèmes, Centre de données sur la conservation du Manitoba, Winnipeg (Manitoba)
- Weller, Ted, écologiste, USDA Forest Service, Arcata (Californie)
- Wilkinson, Lisa, biologiste principale des espèces en péril/spécialiste provinciale des chauves-souris, Alberta Environment and Parks, gouvernement de l'Alberta, Edson (Alberta)
- Willis, Craig, professeur de biologie, Université de Winnipeg, Winnipeg (Manitoba)
- Wilson, Gregory, spécialiste des espèces aquatiques en péril, Ecosystem Protection and Sustainability Branch, Ministry of Environment, gouvernement de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique)
- Wilson, Joanna, biologiste de la faune (espèces en péril), ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)

- Wu, Jenny, coordonnatrice des CTA, Secrétariat du COSEPAC, Gatineau (Québec)

SOURCES D'INFORMATION

- Abatzoglou, J.T. et A.P. Williams. 2016. Impact of anthropogenic climate change on wildlife across western US forests. *PNAS* 113:11770-11775.
- Adam, M.C. et J.P. Hayes. 2000. Use of bridges as night roosts by bats in the Oregon Coast Range. *Journal of Mammalogy* 81:402–407.
- Adams, R.A. et M.A. Hayes. 2008. Water availability and successful lactation by bats as related to climate change in arid regions of western North America. *Journal of Animal Ecology* 77:1115-1121.
- Aguirre, L.F., A. Herrel, R. van Damme et E. Matthysen. 2002. Ecomorphological analysis of trophic niche partitioning in a tropical savannah bat community. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 269:1271–1278.
- Aguirre, L.F., A. Herrel, R. van Damme et E. Matthysen. 2003. The implications of food hardness for diet in bats. *Functional Ecology* 17:201–212.
- Alberta Environment and Parks [AEP]. 2018. Base de données du Fisheries and Wildlife Management Information System (FWMIS). Demande de consultation de la base de données [terminée le 19 octobre 2020].
- Alerstam, T., A. Hedenström et S. Åkesson. 2003. Long-distance migration: evolution and determinants. *Oikos* 103:247–260.
- Alerstam, T. et G. Högstedt. 1980. Spring predictability and leap-frog migration. *Ornis Scandinavica* 11:196–200.
- Allen, G.M. 1939. *Bats*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Allison, T.D., J.E. Diffendorfer, E.F. Baerwald, J.A. Beston, D. Drake, A.M. Hale, C.D. Hein, M.M. Huso, S.R. Loss, J.E. Lovich et M.D. Strickland. 2019. Impacts to wildlife of wind energy siting and operation in the United States. *Issues in Ecology* 21:2-18.
- Amelon, S.K., F.R. Thompson III et J.J. Millsbaugh. 2014. Resource utilization by foraging eastern red bats (*Lasiurus borealis*) in the Ozark region of Missouri. *Journal of Wildlife Management* 78:483-493.
- American Wind Wildlife Institute [AWWI]. 2018. AWWI Technical Report: A Summary of Bat Fatality Data in a Nationwide Database. Washington, DC. <http://www.awwi.org> [consulté le 15 février 2021].
- Ammerman, L.K., D.N. Lee, B.A. Jones, M.P. Holt, S.J. Harrison et S.K. Decker. 2019. High frequency of multiple paternity in Eastern Red Bats, *Lasiurus borealis*, based on microsatellite analysis. *Journal of Heredity*, 2019:675–683. <https://doi.org/10.1093/jhered/esz044>

- Ancillotto, L., M.T. Serangeli et D. Russo. 2013. Curiosity killed the bat: domestic cats as bat predators. *Mammalian Biology* 78:369–373.
- Anand-Wheeler, I. 2002. Terrestrial mammals of Nunavut. Department of Sustainable Development, Iqaluit, NU. 206 pp.
- Andrusiak, L. 2008. An unusual roosting location of a hoary bat (*Lasiurus cinereus*) in British Columbia. *Wildlife Afield* 5:211–214.
- Arnett, E.B., M.M. Huso, M.R. Schirmacher et J.P. Hayes. 2011. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 209-214.
- Arnett, E. B. et E. F. Baerwald. 2013. Impacts of wind energy development on bats: implications for conservation. *Bat Ecology, Evolution, and Conservation* (R. A. Adams and S. C. Pedersen, eds.). Springer International Publishing, New York, New York.
- Arroyo-Cabrales, J., B. Miller, F. Reid, A.D. Cuarón et P.C. de Grammont. 2016. *Lasiurus borealis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T11347A22121017.
- Austin, L. V., A. Silvis, M. S. Muthersbaugh, K. E. Powers et W. M. Ford. 2018. Bat activity following repeated prescribed fire in the central Appalachians, USA. *Fire Ecology* 14: <https://doi.org/10.1186/s42408-018-0009-5>.
- Azmy, S.N., S.A.M. Sah, N.J. Shafie, A. Ariffin, S. Majid, M.N. Ismail et M.S. Shamsir. 2012. Counting in the dark: non-intrusive laser scanning for population counting and identifying roosting bats. *Scientific Reports* 2:524.
- Baerwald, E.F., J. Edworthy, M. Holder et R.M. Barclay. 2009. A large-scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities. *The Journal of Wildlife Management*, 73:1077-1081.
- 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., G.H. D’Amours, B.J. Klug et R.M.R. Barclay. 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18:R695–R696.
- Baerwald, E.F., W.P. Patterson et R.M.R. Barclay. 2014. Origins and migratory patterns of bats killed by wind turbines in southern Alberta: evidence from stable isotopes. *Ecosphere* 5:118.
- Baird, A.B., J.K. Braun, M.A. Mares, J.C. Morales, J.C. Patton, C.Q. Tran et J.W. Bickham. 2015. Molecular systematic revision of tree bats (Lasiurini): doubling the native mammals of the Hawaiian Islands. *Journal of Mammalogy* 96:1255–1274.

- Baird, A.B., J.K. Braun, M.D. Engstrom, A.C. Holbert, M.G. Huerta, B.K. Lim, M.A. Mares, J.C. Patton et J.W. Bickham. 2017. Nuclear and mtDNA phylogenetic analyses clarify the evolutionary history of two species of native Hawaiian bats and the taxonomy of Lasiurini (Mammalia: Chiroptera). *PloS one* 12(10):p.e0186085.
- Barclay, R.M.R. 1984. Observations on the migration, ecology and behaviour of bats at Delta Marsh, Manitoba. *Canadian Field-Naturalist*. 98:331-336.
- Barclay, R.M.R. 1985. Long- versus short-range foraging strategies of hoary (*Lasiurus cinereus*) and silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) bats and the consequences for prey selection. *Canadian Journal of Zoology* 63:2507–2515.
- Barclay, R.M.R. 1986. The echolocation calls of hoary (*Lasiurus cinereus*) and silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) bats as adaptations for long-versus short-range foraging strategies and the consequences for prey selection. *Canadian Journal of Zoology* 64:2700–2705.
- Barclay, R.M.R. 1989. The effect of reproductive condition on the foraging strategy of female Hoary Bats (*Lasiurus cinereus*). *Behavioural Ecology and Sociobiology* 24:31–37.
- Barclay, R.M.R. 1999. Bats are not birds—a cautionary note on using echolocation calls to identify bats: a comment. *Journal of Mammalogy* 80:290–296.
- Barclay, R.M.R. et E.F. Baerwald. En préparation. Assessing population changes of migratory tree-bats in North America.
- Barclay, R.M.R., P.A. Faure et D.A. Farr. 1988. Roosting behavior and roost selection by migrating silver-haired bats (*Lasionycteris noctivagans*). *Journal of Mammalogy* 69:821–825.
- Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald et J.Rydell. 2017. Bats. Chapitre 9 dans *Wildlife and wind farms: conflicts and solutions*, Volume 1 (M. Perrow, ed.).
- Barclay, R. M. R., J. H. Fullard et D. S. Jacobs. 1999. Variation in the echolocation calls of the hoary bat (*Lasiurus cinereus*): influence of body size, habitat structure, and geographic location. *Canadian Journal of Zoology* 77:530–534.
- Barlow, K.E., P.A. Briggs, K.A. Haysom, A.M. Hutson, N.L. Lechiara, P.A. Racey, A.L. Walsh et S.D. Langton. 2015. Citizen science reveals trends in bat populations: the National Bat Monitoring Programme in Great Britain. *Biological Conservation* 182:14–26.
- Bayat, S., F. Geiser, P. Kristiansen et S.C. Wilson. 2014. Organic contaminants in bats: trends and new issues. *Environmental International* 63:40–52.
- B.C. Ministry of Environment. 2016. Recovery plan for the Pallid Bat (*Antrozous pallidus*) in British Columbia. B.C. Ministry of Environment, Victoria, British Columbia.
- Beer, J.R. 1956. A record of a silver-haired bat in a cave. *Journal of Mammalogy* 37:281-282.

- Becker, D.J., M.M. Chumchal, H.G. Broders, J.M. Korstian, E.L. Clare, T.R. Rainwater, S.G. Platt, N.B. Simmons et M.B. Fenton. 2018. Mercury bioaccumulation in bats reflects dietary connectivity to aquatic food webs. *Environmental Pollution* 233:1076–1085.
- Bennett, V.J. et A.A. Zurcher. 2012. When corridors collide: road-related disturbance in commuting bats. *Journal of Wildlife Management* 77:93–101.
- Betke, M., D.E. Hirsh, N.C. Makris, G.F. McCracken, M. Procopio, N.I. Hristov, S. Tang, A. Bagchi, A. J.D. Reichard, J.W. Horn, S. Crampton, C.J. Cleveland et T.H. Kunz. 2008. Thermal imaging reveals significantly smaller Brazilian free-tailed bat colonies than previously estimated. *Journal of Mammalogy* 89:18–24.
- Betts, B.J. 1998a. Roosts used by maternity colonies of silver-haired bats in northeastern Oregon. *Journal of Mammalogy* 79:643-650.
- Betts, B.J. 1998b. Variation in roost fidelity among reproductive female silver-haired bats in northeastern Oregon. *Northwestern Naturalist* 79:59-63.
- Betts, B.J. 1998c. Effects of interindividual variation in echolocation calls on identification of big brown and silver-haired bats. *Journal of Wildlife Management* 62:1003-1010.
- Bessette, D. et J. Crawford. 2022. All's fair in love and WAR: The conduct of wind acceptance research (WAR) in the United States and Canada. *Energy Research and Social Science* 88:102514.
- Bishop, S.C. 1947. Curious behavior of a hoary bat. *Journal of Mammalogy*, 28:293-294.
- Bird Studies Canada, Canadian Wind Energy Association, Environment and Climate Change Canada et Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry. 2018. Wind Energy Bird and Bat Monitoring Database. Summary of the Findings from Post-construction Monitoring Reports: 2018. 56 pp.
<https://naturecounts.ca/nc/wind/resources.jsp> [consulté le 3 janvier 2019].
- Blancher, P.J., R.D. Phoenix, D.S. Badzinski, M.D. Cadman, T.L. Crewe, C.M. Downes, D. Fillman, C.M. Francis, J. Hughes, D.J.T. Hussell, D. Lepage, J.D. McCracken, D.K. McNicol, B.A. Pond, R.K. Ross, R. Russell, L.A. Venier et R.C. Weeber. 2009. Population trend status of Ontario's forest birds. *The Forestry Chronicle*. 85:184-201.
- Blejwas, K.M., C.L. Lausen et D. Rhea-Fournier. 2014. Acoustic monitoring provides first records of hoary bats (*Lasiurus cinereus*) and delineates the distribution of silver-haired bats (*Lasionycteris noctivagans*) in southeast Alaska. *Northwestern Naturalist* 95(3):236–250.
- Bohn, S.J. 2017. Tall timber: roost tree selection of reproductive female silver-haired bats (*Lasionycteris noctivagans*). Thesis, University of Regina, Regina, Saskatchewan .
- Boyles, J.G., P.M. Cryan, G.F. McCracken et T.H. Kunz. 2011. Economic importance of bats in agriculture. *Science* 332:41–42.

- Boughey, K.L., I.R. Lake, K.A. Haysom et P.M. Dolman. 2011. Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. *Biological Conservation* 144:2300-2310.
- Brigham, R.M. 1995. A Winter Record for the Silver-Haired Bat in Saskatchewan. *Blue Jay* 53
- Brigham, R.M., R.M.R. Barclay, J.M. Psyllakis, D.J. Sleep et K.T. Lowrey. 2002. Guano traps as a means of assessing habitat use by foraging bats. *Northwestern Naturalist* 83:15–18.
- Broders, H.G., G.M. Quinn et G.J. Forbes. 2003. Species status, and the spatial and temporal patterns of activity of bats in southwest Nova Scotia, Canada. *Northeastern Naturalist* 10:383–398.
- Broders, H., C. S. Findlay et L. Zheng. 2004. Effects of clutter on echolocation call structure of *Myotis septentrionalis* and *M. lucifugus*. *Journal of Mammalogy* 85:273–281.
- Brokaw, A.F., J. Clerc et T.J. Weller. 2016. Another account of interspecific aggression involving a hoary bat (*Lasiurus cinereus*). *Northwestern Naturalist* 97:30-134.
- Brooks, R.T. 2009. Habitat-associated and temporal patterns of bat activity in a diverse forest landscape of southern New England, USA. *Biodiversity and Conservation* 18:529–545.
- Brownlee, S.A. et H.P. Whidden. 2011. Additional evidence for barotrauma as a cause of bat mortality at wind farms. *Journal of the Pennsylvania Academy of Science* 85(4):147–150.
- Buchalski, M.R., J.B. Fontaine, P.A. Heady III, J.P. Hayes et W.F. Frick. Bat response to differing fire severity in mixed-conifer forest California, USA. *PLoS* 8:e57884.
- Bunkley, J.P. et J.R. Barber. 2015. Noise reduces foraging efficiency in pallid bats (*Antrozous pallidus*). *Ethology* 121:1116–1121.
- Bunkley, J.P., C.J. McClure, N.J. Kleist, C.D. Francis et J.R. Barber. 2015. Anthropogenic noise alters bat activity levels and echolocation calls. *Global Ecology and Conservation* 3:62–71.
- Campbell, L.A., J.G. Hallett et M.A. O’Connell. 1996. Conservation of bats in managed forests: use of roosts by *Lasionycteris noctivagans*. *Journal of Mammalogy* 77:976–984.
- Canadian Wind Energy Association (CANWEA). 2021. Installed capacity.
- Cannings, S. Comm. pers. 2020. *Correspondance avec les rédacteurs du rapport*. Date incertaine. *Biologiste des espèces en péril, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Whitehorse (Yukon)*

- Cardoso, P., P.S. Barton, K. Brikhofer, F. Chichorro, C. Deacon, T. Fartmann, C.S. Fukushima, R. Gaigher, J.C. Habel, C.A. Hallman, M.J. Hill, A. Hochkirch, M.L. Kwak, S. Mammola, J.A. Noriega, A.B. Orfinger, F. Pedraza, J.S. Pryke, F.O. Roque, J. Settele, J.P. Simaika, N.E. Stork, F. Suhling, C. Vorster et M.J. Samways. 2020. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation* 242:108426.
- Carter, T.C., M.A. Menzel et D.A. Saugey. 2003. Population trends of solitary foliage-roosting bats. Pages 41–47 in O'Shea, T.J. and M.A. Bogan, ed, 2003, *Monitoring trends in bat populations of the United States and Territories: Problems and prospects*. U.S. Geological Survey, Biological Resources Discipline, Information and technology report USGS/BRD/ITR-2003-0003. 274 pp.
- Chételat, J., M.B.C. Hickey, A.J. Poulain, A. Dastoor, A. Ryjkov, D. McAlpine, K. Vanderwolf, T.S. Jung, L. Hale, E.L.L. Cooke, D. Hobson, K. Jonasson, L. Kaupas, S. McCarthy, C. McClelland, D. Morningstar, K.J.O. Norquay, R. Novy, D. Player, T. Redford, A. Simard, S. Stamler, Q.M.R. Webber, E. Yumvihoze et M. Zanuttig. 2018. Spatial variation of mercury bioaccumulation in bats of Canada linked to atmospheric mercury deposition. *Science of the Total Environment* 626:668–677.
- Church, R.L., 1967. Capture of a hoary bat, *Lasiurus cinereus*, by a sparrow hawk. *Condor* :426-426.
- Ceballos, G., editor. 2014. *Mammals of Mexico*. John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. 984 pp.
- Challender, D.W.S., S.R. Harrop et D.C. MacMillan. 2015. Understanding markets to conserve trade-threatened species in CITES. *Biological Conservation* 187:249–259.
- Chaverri, G. et O. E. Quirós. 2017. Variation in echolocation call frequencies in two species of free-tailed bats according to temperature and humidity. *Journal of the Acoustical Society of America* 142:146–150.
- Clark D.R. et T.G. Lamont. 1976. Organochlorine residues and reproduction in the big brown bat. *The Journal of Wildlife Management* 1:249-254.
- Clare, E.L., E.E. Fraser, H.E. Braid, M.B. Fenton et P.D.N. Hebert. 2009. Species on the menu of a generalist predator, the eastern red bat (*Lasiurus borealis*): using a molecular approach to detect arthropod prey. *Molecular Ecology* 18:2532-2542.
- Clement, M. J., K. L. Murray, D. I. Solick et J. C. Gruver. 2014. The effect of call libraries and acoustic filters on the identification of bat echolocation. *Ecology and Evolution* 4:3482–3493.
- Constantine, D.G. 1979. An updated list of rabies-infected bats in North America. *Journal of Wildlife Diseases* 15:347–349.
- Constantine, D.G. 1959. Ecological observations on lasiurine bats in the North Bay area of California. *Journal of Mammalogy* 40:13–15.

- Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS). 2022. Appendix II. <https://www.cms.int/en/species/appendix-i-ii-cms> [consulté le 9 juin 2023] [Également disponible en français : Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS). 2022. Annexe II. <https://www.cms.int/fr/node/8655>]
- COSEWIC. 2013. COSEWIC assessment and status report on the Little Brown Myotis *Myotis lucifugus* Northern Myotis *Myotis septentrionalis* Tri-colored Bat *Perimyotis subflavus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. xxiv + 93 pp. [Également disponible en français : COSEPAC. 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*), la chauve-souris nordique (*Myotis septentrionalis*) et la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xxviii + 104 p.]
- Cox, M.R., E.V. Willcox, P.D. Keyser et A.L. Vander Yacht. 2016. Bat response to prescribed fire and overstory thinning in hardwood forest on the Cumberland Plateau, Tennessee. *Forest Ecology and Management* 359:221–231.
- Crampton, L.H. et R.M.R. Barclay. 1995. Habitat selection by bats in fragmented and unfragmented aspen mixedwood stands of different ages. *Aspen Bibliography* 1995:238-259.
- Crampton, L.H. et R.M.R. Barclay. 1998. Selection of roosting and foraging habitat by bats in different-aged aspen mixedwood stands. *Conservation Biology* 12:1347–1358.
- Cryan, P.M. 2003. Seasonal distribution of migratory tree bats (*Lasiurus* and *Lasionycteris*) in North America. *Journal of Mammalogy* 84:579–593.
- 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(1-2):1-11.
- Cryan, P.M. et J.P. Veilleux. 2007. Migration and use of autumn, winter, and spring roosts by tree bats. Pages 153–175 in Lacki, M.J., J.P. Hayes, and A. Kurta, editors. *Bats in forests: conservation and management*. John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. 329 pp.
- Cryan, P.M., J.W. Jameson, E.F. Baerwald, C.K.R. Willis, R.M.R. Barclay, E.A. Snider et E.G. Crichton. 2012. Evidence of late-summer mating readiness and early sexual maturation in migratory tree-roosting bats found dead at wind turbines. *PLoS One* 7:e47586.
- Cryan, P.M., C.A. Stricker et M.B. Wunder. 2014a. Continental-scale, seasonal movements of a heterothermic migratory tree bat. *Ecological Applications* 24(4):602–616.
- Cryan, P.M., P.M. Gorresen, C.D. Hein, M.R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist et D.C. Dalton. 2014b. Behavior of bats at wind turbines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111:15126-15131.

- Coleman, J.L. et R.M.R. Barclay. 2012. Urbanization and the abundance and diversity of prairie bats. *Urban Ecosystems* 15:87–102.
- Curley, R., P-Y Daoust, D.F. McAlpine, K. Riehl et J.D. McAskill. Mammals of Prince Edward Island and Adjacent Marine Waters. 2019. Island Studies Press at UPEI. Charlottetown, Prince Edward Island.
- Davis, A.K. et S.B. Castleberry. 2010. Pelage color of red bats *Lasiurus borealis* varies with body size: an image analysis of museum specimens. *Current Zoology* 56:401-405.
- Davy, C.M., K. Squires et J.R. Zimmerling. 2020. Estimation of spatiotemporal trends in bat abundance from mortality data collected at wind turbines. *Conservation Biology* 35:227-238.
- De Lacoste, N. et Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères (SFPEM). 2020. État des lieux des connaissances sur les chiroptères à Saint-Pierre-et-Miquelon. France Nature Environnement (FNE) Saint-Pierre-et-Miquelon (SPM) et Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères (SFPEM). 33 p.
- Domer, A., C. Korine, M. Slack, I. Rojas, D. Mathieu, A. Mayo et D. Russo. 2021. Adverse effects of noise pollution on foraging and drinking behaviour of insectivorous desert bats. *Mammalian Biology* 101:497-501.
- Downing, S.C. et D.H. Baldwin. 1961. Sharp-shinned hawk preys on red bat. *Journal of Mammalogy* 42:540-540.
- Duchamp, J.E., E.B. Arnett, M.A. Larson et R.K. Swihart. 2007. Ecological considerations for landscape-level management of bats. Pages 237–261 in Lacki, M.J., J.P. Hayes, and A. Kurta, editors. *Bats in forests: conservation and management*. John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. 329 pp.
- Dunbar, M.B. 2007. Thermal energetics of torpid silver-haired bats *Lasionycteris noctivagans*. *Acta Theriologica* 52:65–68.
- Dunbar, M.B. et R.M. Brigham. 2010. Thermoregulatory variation among populations of bats along a latitudinal gradient. *Journal of Comparative Physiology B* 180:885–893.
- Dunbar, M.B. et T.E. Tomasi. 2006. Arousal patterns, metabolic rate, and an energy budget of eastern red bats (*Lasiurus borealis*) in winter. *Journal of Mammalogy* 87:1096–1102.
- Eidels, R.R., J.O. Whitaker Jr., M.J. Lydy et D.W. Sparks. 2013. Screening of insecticides in bats from Indiana. *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 121:133-142.
- Eidels, R.R., D.W. Sparks, J.O. Whitaker, Jr. et C.A. Sprague. 2016. Sub-lethal effects of chlorpyrifos on big brown bats (*Eptesicus fuscus*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 71:322–335.
- Elmore, L.W., D.A. Miller et F.J. Vilella. 2004. Selection of diurnal roosts by red bats (*Lasiurus borealis*) in an intensively managed pine forest in Mississippi. *Forest Ecology and Management* 199:11-20.

- Elmore, L.W., D.A. Miller et F.J. Vilella. 2005. Foraging area size and habitat use by red bats (*Lasiurus borealis*) in an intensively managed pine landscape in Mississippi. *The American Midland Naturalist* 153:405-417.
- Elwell, A.S. 1962. Blue jay preys on young bats. *Journal of Mammalogy*, 43:434-434.
- Electrical Power Research Institute [EPRI]. 2020. Population-level risk to hoary bats amid continued wind energy development: assessing fatality reduction targets under broad uncertainty. Palo Alto, California, 3002017671.
- Environment and Climate Change Canada. 2018. Recovery Strategy for Little Brown Myotis (*Myotis lucifugus*), Northern Myotis (*Myotis septentrionalis*), and Tri-colored Bat (*Perimyotis subflavus*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Environment Canada, Ottawa, Ontario. [Également disponible en français : Environnement et Changement climatique Canada. 2018. 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, Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa, ix + 189 p.]
- Équipe de rétablissement des chauves-souris du Québec. 2021. Plan de rétablissement de la chauve-souris rousse (*Lasiurus borealis*) au Québec — 2021-2031, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 68 p.
- Erickson, J.L. et K.R. Hecker. 1996. Managed forests in the western Cascades: The effect of seral stage on bat habitat use patterns. Pages 215–227 in Barclay, R.M.R. and M.R. Brigham, editors. *Bats and Forests Symposium*. October 19–21, 1995. Research Branch, Ministry of Forests, Victoria, British Columbia.
- Ethier, K. et L. Fahrig. 2011. Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. *Landscape Ecology* 26:865–876.
- Faure-Lacroix, J., A. Desrochers, L. Imbeau et A. Simard. 2019. Going beyond a leap of faith when choosing between active and passive bat monitoring methods. *Acta Chiropterologica* 21 :215-228.
- Faure-Lacroix, J., A. Desrochers, L. Imbeau et A. Simard. 2020. Long-term changes in bat activity in Quebec suggest climatic responses and summer niche partitioning associated with white-nose syndrome. *Ecology and Evolution* 10:5226–5239.
- Falxa, G. 2007. Winter foraging of silver-haired and California myotis bats in western Washington. *Northwestern Naturalist* 88:98-100.
- Fenton, M.B. 1997. Science and the conservation of bats. *Journal of Mammalogy* 78:1–14.
- Fenton, M.B., A.C. Jackson et P.A. Faure. 2020. Bat bites and rabies: the Canadian scene. *Facets*, 5:367-380.

- Finch, D., H. Schofield et F. Mathews. 2020. Traffic noise playback reduces the activity and feeding behaviour of free-living bats. *Environmental Pollution* 263:114405.
- Findlay, S. V. et R. M. R. Barclay. 2020. Acoustic surveys for bats are improved by taking habitat type into account. *Wildlife Society Bulletin* 44:86-93.
- Fleming, T.H., P. Eby, T.H. Kunz et M.B. Fenton. 2003. Ecology of bat migration. *Bat Ecology* 156:164–65.
- Flickinger, E.L. et C.M. Bunck. 1987. Number of oil-killed birds and fate of bird carcasses at crude oil pits in Texas. *Southwestern Naturalist* 32:377-381.
- Forister, M.L., B. Cousens, J.G. Harrison, K. Anderson, J.H. Thorne, D. Waetjen, C.C. Nice, M. De Parsia, M.L. Hladik, R. Meese et H. van Vliet. 2016. Increasing neonicotinoid use and the declining butterfly fauna of lowland California. *Biology Letters*, 12(8):20160475.
- Forsman, E.D., R.G. Anthony, E.C. Meslow et C.J. Zabel. 2004. Diets and foraging behavior of Northern Spotted Owls in Oregon. *Journal of Raptor Research* 38:214-230.
- Frankham, R. 1995. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetics Research* 66(2):95-107.
- Fraser, E.E., D. Brooks et F.J. Longstaffe. 2017. Stable isotope investigation of the migratory behavior of Silver-haired Bats (*Lasionycteris noctivagans*) in eastern North America. *Journal of Mammalogy* 98:1225–1235.
- Frick, W.F., E.F. Baerwald, J.F. Pollock, R.M.R. Barclay, J.A. Szymanski, T.J. Weller, A.L. Russell, S.C. Loeb, R.A. Medellin et L.P. Mcguire. 2017. Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. *Biological Conservation* 209:172–177.
- Friedenberg, N.A. et W.F. Frick. 2021. Assessing fatality minimization for hoary bats amid continued wind energy development. *Biological Conservation*, 262:109309.
- Furlonger, C.L., H.J. Dewar et M.B. Fenton. 1987. Habitat use by foraging insectivorous bats. *Canadian Journal of Zoology* 65:284–288.
- Gardner, A.L. et C.O. Handley. 2007. Genus *Lasiurus* Gray, 1831. Pages 457–468 in Gardner, A.L., editor. *Mammals of South America. Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 690 pp.
- GBIF. 2020. Téléchargement de mentions d'occurrence. <https://doi.org/10.15468/dl.84arz5>. www.gbif.org [consulté le 22 décembre 2020].
- GBIF. 2021. Téléchargement de mentions d'occurrence. <https://doi.org/10.15468/dl.k5ydaq4>. www.gbif.org [consulté le 25 janvier 2021].
- Gehrt, S.D. et J.E. Chelsvig. 2004. Species-specific patterns of bat activity in an urban landscape. *Ecological Applications* 14:625–635.
- Geiser, F., C. Stawski, A.C. Doty, C.E. Cooper et J. Nowack. 2018. A burning question: what are the risks and benefits of mammalian torpor during and after fires? *Conservation Physiology* 6(1):coy057.

- Gellman, S.T. et W.J. Zielinski. 1996. Use by bats of old-growth redwood hollows on the North Coast of California. *Journal of Mammalogy* 77:255–265.
- Geluso, K.N., J.S. Altenbach et D.E. Wilson. 1976. Bat mortality: pesticide poisoning and migratory stress. *Science* 194:184–186.
- Gonzalez, E., R. Barquez et J. Arroyo-Cabrales. 2016. *Lasiurus cinereus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T11345A22120305. <https://www.iucnredlist.org/species/11345/22120305>. [consulté le 30 décembre 2020].
- Gosling, N.M. 1977. Winter record of the silver-haired bat, *Lasionycteris noctivagans* Le Conte, in Michigan. *Journal of Mammalogy* 58:657.
- Goss, M., D.L. Swain, J.T. Abatzoglou, A. Sarhadi, C.A. Kolden, A.P. Williams et N.S. Diffenbaugh. 2020. *Environmental Research Letters* 15:094016.
- Goulson, D. 2019. The insect apocalypse, and why it matters. *Current Biology* 29:R967–R971.
- Goulson, D. 2013. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology* 50:977–987.
- Green, D.M., L.P. McGuire, M.C. Vanderwel, C.K. Willis, M.J. Noakes, S.J. Bohn, E.N. Green et R.M. Brigham. 2020. Local trends in abundance of migratory bats across 20 years. *Journal of Mammalogy* 101:1542-1547.
- Grindal, S.D. et R.M. Brigham. 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. *Écoscience* 6:25–34.
- Grodsky, S.M., M.J. Behr, A. Gendler, D. Drake, B.D. Dieterle, R.J. Rudd et N.L. Walrath. 2011. Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *Journal of Mammalogy* 92:917–925.
- Haarsma, D.G. 2014. Spatial analysis of agricultural land conversion and its associated drivers in Alberta. Thesis, University of Alberta. Edmonton, Alberta.
- Hage, S.R. et W. Metzner. 2013. Potential effects of anthropogenic noise on echolocation behavior in horseshoe bats. *Communications in Integrative Biology* 6:e24753.
- Hall, E.R. 1946. *Mammals of Nevada*. University of California Press, Berkley.
- Hallmann, C.A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel, N. Hofland, H. Schwan, W. Stenmans, A. Müller, H. Sumser, T. Hörrn, D. Goulson et H. de Kroon. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12:e0185809.
- Hallmann, C.A., R.P.B. Foppen, C.A.M. van Turnhout, H. de Kroon et E. Jongejans. 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511:341-343.
- Hansen, I.-J., B. Paterson, C. Lausen et Ni Hat'ni Dene. 2018. Lutsel K'e Dene bat ecology program. *Western Canada Bat Network Newsletter* 32:13–14.

- Hatch, S.K., E.E. Connelly, T.J. Divoll, I.J. Stenhouse, K.A. et Williams. 2013. Offshore observations of Eastern Red Bats (*Lasiurus borealis*) in the midAtlantic United States using multiple survey methods. PLoS ONE 8(12): e83803. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083803>.
- Hayes, J.P. et S.C. Loeb. 2007. The influences of forest management on bats in North America. Pages 207–235. Lacki, M.J., J.P. Hayes, and A. Kurta, editors. Bats in Forests: Conservation and Management. John Hopkins University Press, Baltimore, MD. 329 pp.
- Hayes, M.A., L.A. Hooton, K.L. Gilland, C. Grandgent, R.L. Smith, S.R. Lindsay, J.D. Collins, S.M. Schumacher, P.A. Rabie, J.C. Gruver et J. Goodrich-Mahoney. 2019. A smart curtailment approach for reducing bat fatalities and curtailment time at wind energy facilities. Ecological Applications 29: p.e01881.
- Henderson, L.E., L.J. Farrow et H.G. Broders. 2009. Summer distribution and status of the bats of Prince Edward Island, Canada. Northeastern Naturalist 16(1):131–140.
- Hoffmeister, D.F. et W.L. Downes. 1964. Blue jays as predators of red bats. The Southwestern Naturalist 9:102-102.
- Holloway, G.L. et R.M.R. Barclay. 2000. Importance of prairie riparian zones to bats in southeastern Alberta. Écoscience 7:115–122.
- Hendricks, P., J. Johnson, S. Lenard et C. Currier. 2005. Use of a bridge for day roosting by the hoary bat, *Lasiurus cinereus*. Canadian Field-Naturalist 119:132-133.
- Hedenström, A., 2008. Adaptations to migration in birds: behavioural strategies, morphology and scaling effects. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 363:287-299.
- Hickey, M.B.C., M.B. Fenton, K.C. MacDonald et C. Soulliere. 2001. Trace elements in the fur of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) from Ontario and Quebec, Canada. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 66:699–706.
- Hickey, M.B.C., L. Acharya et S. Pennington. 1996. Resource partitioning by two species of vespertilionid bats (*Lasiurus cinereus* and *Lasiurus borealis*) feeding around street lights. Journal of Mammalogy 77:325–334.
- Hitchcock, H.B. 1943. Hoary bat, *Lasiurus cinereus*, at Southampton Island, N.W.T. Canadian Field-Naturalist 57:86.
- Hogberg, L.K., K.J. Patriquin et R.M.R. Barclay. 2002. Use by bats of patches of residual trees in logged areas of the boreal forest. American Midland Naturalist 148:282-288.
- Hogg, E.H., J.P. Brandt et B. Kocktubajda. 2002. Growth and dieback of aspen forests in northwestern Alberta, Canada, in relation to climate and insects. Canadian Journal of Forest Research 32:823-832.
- Holloway, G.L. et R.M.R. Barclay. 2000. Importance of prairie riparian zones to bats in southeastern Alberta. Écoscience 7:115–122.

- Hoffmaster, E., J. Vonk et R. Mies. 2016. Education to action: improving public perception of bats. *Animals* 6:6.
- Howell, A. H. 1908. Notes on the diurnal migrations of bats. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 21:35-38.
- Hoyt, J.R., A.M. Kilpatrick et K.E. Langwig. 2021. Ecology and impacts of white-nose syndrome on bats. *Nature Reviews Microbiology* 19(3):196–210.
- Hsiao, C.-J., C.-L. Lin, T.-Y. Lin, S.-E. Wang et C.-H. Wu. 2016. Imidacloprid toxicity impairs spatial memory of echolocation bats through neural apoptosis in hippocampal CA1 and medial entorhinal cortex areas. *NeuroReport* 27:462–468.
- Humber, J. Comm. pers. 2023. Correspondance avec S.D. Petersen. Avril 2023. Ecosystem Management Ecologist, Endangered Species and Biodiversity Section, Department of Environment and Conservation, gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador, Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador)
- Humphries, M., D. Thomas et J. Speakman. 2002. Climate-mediated energetic constraints on the distribution of hibernating mammals. *Nature* 418:313-316.
- Humphrey, S.R. 1975. Nursery roosts and community diversity of Nearctic bats. *Journal of Mammalogy* 56:321-346.
- Huso, M.M. 2011. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics* 22: 318-329.
- Hutchings, J.A. et M. Festa-Bianchet. 2009. Canadian species at risk (2006-2008), with particular emphasis on fishes. *Environmental Reviews* 17:53-65.
- Hutchinson, J.T. et M.J. Lacki. 1999. Foraging behavior and habitat use of red bats in mixed mesophytic forests of the Cumberland Plateau, Kentucky. In J.W. Stringer et D.L. Loftis, eds. *Proc. 12th Central Hardwood Forest Conference*. Gen. Tech. Report SRS-24. USDA Forest Service, Asheville, NC (pp. 171-177).
- Hutchinson, J.T. et M.J. Lacki. 2000. Selection of day roosts by red bats in mixed mesophytic forests. *Journal of Wildlife Management* 64:87–94.
- International Renewable Energy Agency (IRENA). 2021. Wind Energy. <https://www.irena.org/wind>. [consulté le 18 février 2021].
- IUCN. <https://www.iucnredlist.org/resources/generation-length-calculator>. [consulté le 5 septembre 2021]. [Également disponible en français : IUCN. <https://www.iucnredlist.org/fr/resources/generation-length-calculator>].
- Izor, R.J. 1979. Winter range of the Silver-haired Bat. *Journal of Mammalogy* 60:641–643.
- Jacobs, D. S., S. Catto, G. L. Mutumi, N. Finger et P. W. Webala. 2017. Testing the sensory drive hypothesis: geographic variation in echolocation frequencies of Geoffroy's horseshoe bat (Rhinolophidae; *Rhinolophus clivosus*). *PLoS ONE* 12(11):e0187769.

- Jiang, T., X. Guo, A. Lin, H. Wu, C. Sun, J. Feng et J.S. Kanwal. 2019. Bats increase vocal amplitude and decrease vocal complexity to mitigate noise interference during social communication. *Animal Cognition* 22:199–212.
- Jantzen, M.K. et M.B. Fenton. 2013. The depth of edge influence among insectivorous bats at forest–field interfaces. *Canadian Journal of Zoology* 91(5):287–292.
- Johnson, P.B. 1933. Accidents to bats. *Journal of Mammalogy* 14:156–157.
- Jones G. et H. Rebelo. 2013. Responses of bats to climate change: learning from the past and predicting the future. In: Adams R., Pedersen S. (eds.) *Bat Evolution, Ecology, and Conservation*. Springer, New York, NY.
- Jones, G., D.S. Jacobs, T.H. Kunz, M.R. Willig et P.A. Racey. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* 8:93-115.
- Jung, T.S. 2020. Bats in the changing boreal forest: response to a megafire by endangered little brown bats (*Myotis lucifugus*). *Écoscience* 27: 59–70.
- Jung, T.S., K.M. Blejwas, C.L. Lausen, J.M. Wilson et L.E. Olson. 2014. What do we need to know about bats in northwestern North America? *Northwestern Naturalist* 95:318–330.
- Jung, T.S., I.D. Thompson, R.D. Titman et A.P. Applejohn. 1999. Habitat selection by forest bats in relation to mixed-wood stand types and structure in Central Ontario. *Journal of Wildlife Management* 63:1306–1319.
- Jutras, J., M. Delorme, J. Mc Duff et C. Vasseur. 2012. Le suivi des chauves-souris du Québec. *Le Naturaliste Canadien* 136:48–52.
- Kalda, O., R. Kalda et J. Liira. 2015. Multi-scale ecology of insectivorous bats in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 199:105-113.
- Kellner, M. Comm. pers. 2020. *Correspondance avec les rédacteurs du rapport*. Date incertaine. Bat Conservation Coordinator, Ministry of Environment, gouvernement de la Colombie-Britannique (Colombie-Britannique)
- Kalcounis, M.C., K.A. Hobson, R.M. Brigham et K.R. Hecker. 1999. Bat activity in the boreal forest: Importance of stand type and vertical strata. *Journal of Mammalogy* 80:673–682.
- Kalcounis-Ruppell, M.C., J.M. Psyllakis et R.M. Brigham. 2005. Tree roost selection by bats: an empirical synthesis using meta-analysis. *Wildlife Society Bulletin* 33:1123–1132.
- King, J.R. et D.S. Farner. 1963. The relationship of fat deposition to Zugunruhe and migration. *The Condor* 65: 200-223.
- Kingston, T. 2016. Cute, Creepy, or Crispy—how values, attitudes, and norms shape human behavior toward bats. *Bats in the Anthropocene: Conservation of bats in a changing world* 571–595. Springer International Publishing Cham, Switzerland.
- Kitzes, J. et A. Merenlender. 2014. Large roads reduce bat activity across multiple species. *PLoS One* 9:e105388.

- Klug, B.J. et R.M.R. Barclay. 2013. Thermoregulation during reproduction in the solitary, foliage-roosting Hoary Bat (*Lasiurus cinereus*). *Journal of Mammalogy* 94:477–487.
- Klug, B.J., A.S. Turmelle, J.A. Ellison, E.F. Baerwald et R.M.R. Barclay. 2011. Rabies prevalence in migratory tree-bats in Alberta and the influence of roosting ecology and sampling method on reported prevalence of rabies in bats. *Journal of Wildlife Diseases* 47:64–77.
- Klug, B.J., D.A. Goldsmith et R.M.R. Barclay. 2012. Roost selection by the solitary, foliage-roosting hoary bat (*Lasiurus cinereus*) during lactation. *Canadian Journal of Zoology* 90:329–336.
- Knight, A.J. 2008. “Bats, snakes and spiders, Oh my!” How aesthetic and negativistic attitudes, and other concepts predict support for species protection. *Journal of Environmental Psychology* 28:94–103.
- Knowles, K. 2005. The birds of Wilma – an unprecedented displacement. *Osprey* 36:93-94.
- Koehler, C.E. et R.M.R. Barclay. 2000. Post-natal growth and breeding biology of the hoary bat (*Lasiurus cinereus*). *Journal of Mammalogy* 81:234–244.
- 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
- Kurta, A., G.G. Auteri, J.E. Hofmann, J.M. Mengelkoch, J.P. White, J.O. Whitaker, T. Cooley et J. Melotti. 2018. Influence of a large lake on the winter range of a small mammal: Lake Michigan and the silver-haired bat (*Lasionycteris noctivagans*). *Diversity* 10:24.
- Kruess, A. et T. Tschardt. 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106:293–302.
- Kunz, T.H. 1982. *Lasionycteris noctivagans*. *Mammalian Species* 172:1–5.
- Kunz, T.H. et S. Parsons, editors. 2009. *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. Second Edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. xvii, 901 pp.
- Lancaster, P.A., J. Bowman et B.A. Pond. 2008. Fishers, farms, and forests in eastern North America. *Environmental Management* 42:93-101.
- Lausen, C.L. Comm. pers. 2020. *Correspondance avec les rédacteurs du rapport*. Date incertaine. Biologiste chercheur, spécialiste des chauves-souris, WCS Canada, Kaslo (Colombie-Britannique).
- Lausen, C.L. et R.M.R. Barclay. 2006. Winter bat activity in the Canadian prairies. *Canadian Journal of Zoology* 84:1079-1086.
- Lausen, C.L. et T.J. Hill. 2016. Hibernation ecology of silver-haired bats overwintering in British Columbia, Canada. In: Abstracts from the 2016 Annual Meeting of the Society for Northwestern Vertebrate Biology. *Northwestern Naturalist* 97:144–179.

- Lausen, C.L. et D. Player. 2014. Eastern red bat (*Lasiurus borealis*) occurrence in northern Alberta. *Northwestern Naturalist* 95:219–227.
- Lausen, C.L., J. Waithaka et D.P. Tate. 2014. Bats of Nahanni National Park Reserve and surrounding areas, Northwest Territories. *Northwestern Naturalist* 95:186–196.
- Lausen, C.L., D.W. Nagorsen, R.M. Brigham et J. Hobbs. 2022. Bats of British Columbia. Second Edition. Royal British Columbia Museum. Victoria, British Columbia.
- Lawson, M., D. Jenne, R. Thresher, D. Houck, J. Wimsatt et B. Straw. 2020. An investigation into the potential for wind turbines to cause barotrauma in bats. *PLoS One* 15:e0242485.
- Layng, A.M., A.M. Adams, D.E. Goertz, K.W. Morrison, B.A. Pond et R.D. Phoenix. 2019. Bat species distribution and habitat associations in northern Ontario, Canada. *Journal of Mammalogy* 100(1):249–260.
- Le Roux, D.S. et J.R. Waas. 2012. Do long-tailed bats alter their evening activity in response to aircraft noise? *Acta Chiropterologica* 14:111–120.
- Leather, S.R. 2017. “Ecological Armageddon” - more evidence for the drastic decline in insect numbers. *Annals of Applied Biology* 172:1–3.
- 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, Québec, 26 p.
- Lemen, C., P.W. Freeman, J.A. White et B.R. Andersen. 2015. The problem of low agreement among automated identification programs for acoustical surveys of bats. *Western North American Naturalist* 75(2):218–225.
- Lewis, S.E. 1993. Effect of climatic variation on reproduction by pallid bats (*Antrozous pallidus*). *Canadian Journal of Zoology* 71:1429-1433.
- Limpert, D.L., D.L. Birch, M.S. Scott, M. Andre et E. Gillam. 2007. Tree selection and landscape analysis of eastern red bat day roosts. *Journal of Wildlife Management* 71:478-486.
- Little, M.E., N.M. Burgess, H.G. Broders et L.M. Campbell. 2015a. Mercury in little brown bat (*Myotis lucifugus*) maternity colonies and its correlation with freshwater acidity in Nova Scotia, Canada. *Environmental Science and Technology* 49:2059–2065.
- Little, M.E., N.M. Burgess, H.G. Broders et L.M. Campbell. 2015b. Distribution of mercury in archived fur from little brown bats across Atlantic Canada. *Environmental Pollution* 207:52–58.
- Loeb, S.C. et J.M. O’Keefe. 2006. Habitat use by forest bats in South Carolina in relation to local, stand, and landscape characteristics. *Journal of Wildlife Management* 70:1210-1218.

- Loeb, S.C., T.J. Rodhouse, L.E. Ellison, C.L. Lausen, J.D. Reichard, K.M. Irvine, T.E. Ingersoll, J.T. Coleman, W.E. Thogmartin, J.R. Sauer et autres. 2015. A Plan for the North American Bat Monitoring Program (NABat). General Technical Report SRS-208. United States Department of Agriculture, Forest Service, Research and Development, Southern Research Station. Asheville, NC. 100 pp.
- López-Baucells, A., R. Rocha et Á. Fernández-Llamazares. 2018. When bats go viral: negative framings in virological research imperil bat conservation. *Mammal Review* 48:62–66.
- Lucas, Z. et A. Hebda. 2011. Lasiurine Bats in Nova Scotia. *Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science* 46(Part 2):117–137.
- Luckens, M.M. et W.H. Davis. 1964. Bats: sensitivity to DDT. *Science* 146:948-948.
- Luszcz, T.M.J. et R.M.R. Barclay. 2016. Influence of forest composition and age on habitat use by bats in southwestern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 94:145-153.
- Lyster, S. 1989. The Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (The Bonn Convention). *Natural Resources Journal* 29: 979–1000.
- Maas, B., Y. Clough et T. Tschardt. 2013. Bats and birds increase crop yield in tropical agroforestry landscapes. *Ecology Letters* 16:1480–1487.
- MacFarlane, D. et R. Rocha. 2020. Guidelines for communicating about bats to prevent persecution in the time of COVID-19. *Biological Conservation* 248:108650.
- MacGregor, K.A. et J. Lemaître. 2020. The management utility of large-scale environmental drivers of bat mortality at wind energy facilities: the effects of facility size, elevation and geographic location. *Global Ecology and Conservation* 21:e00871.
- Main, A.R., J.V. Headley, K.M. Peru, N.L. Michel, A.J. Cessna et C.A. Morrissey. 2014. Widespread use and frequent detection of neonicotinoid insecticides in wetlands of Canada's prairie pothole region. *PLoS One* 9:e101400.
- Maine, J.J. et J.G. Boyles. 2015. Bats initiate vital agroecological interactions in corn. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112:12438–12443.
- Maisonneuve, C., M. Delorme et J. Jutras. 2006. Projet de recherche sur l'impact des vols à basse altitude sur les chauves-souris. Composante de l'étude des écosystèmes des vallées fluviales. Rapport d'étape – Travaux réalisés en 2005. Préliminaire. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune; Biodôme de Montréal.
- Mager, K.J. et T.A. Nelson. 2001. Roost-site selection by eastern red bats (*Lasiurus borealis*). *American Midland Naturalist* 145:120-126.
- Manville, R.H. 1963. Accidental mortality in bats. *Mammalia* 27:361–366.
- Mattson, T.A., S.W. Buskirk et N.L. Stanton. 1996. Roost sites of the silver-haired bat (*Lasionycteris noctivagans*) in the Black Hills, South Dakota. *Great Basin Naturalist* 56:247-253.

- Maunder, J.E., 1988. First Newfoundland record of the Hoary Bat, *Lasiurus cinereus*, with a discussion of other records of migratory tree bats in Atlantic Canada. *Canadian Field-Naturalist* 102:726-728.
- Marín, G., D. Ramos-H, D. Cafaggi, C. Sierra-Durán, A. Gallegos, A. Romero-Ruiz et R.A. Medellín. 2021. Challenging hibernation limits of Hoary Bats: the southernmost record of *Lasiurus cinereus* hibernating in North America. *Mammalian Biology* 101(3):287-291.
- Master, L.L., D. Faber-Langendoen, R. Bittman, G.A. Hammerson, B. Heidel, L. Ramsay, K. Snow, A. Teucher et A. Tomaino. 2012. NatureServe Conservation Status Assessments: Factors for Evaluating Species and Ecosystem Risk. NatureServe, Arlington, Virginia.
- McAlpine, D.F., F. Muldoon et A.I. Wandeler. 2002. First record of the hoary bat, *Lasiurus cinereus* (Chiroptera : Vespertilionidae), from Prince Edward Island. *Canadian Field-Naturalist* 116:124–125.
- McAlpine, D.F., J.L. Bullied et P.D. Seymour. 2021. A maternity roost of Silver-Haired Bats (*Lasionycteris noctivagans*) in New Brunswick: First evidence of parturition in Atlantic Canada. *Northeastern Naturalist* 28(1):N1.
- McGuire, L.P., C.G. Guglielmo, S.A. Mackenzie et P.D. Taylor. 2012. Migratory stopover in the long-distance migrant silver-haired bat, *Lasionycteris noctivagans*. *Journal of Animal Ecology* 81:377-385.
- McNicol, B.A. Pond, R.K. Ross, R. Russell, L.A. Venier et R.C. Weeber. 2009. Population trend status on Ontario's forest birds. *The Forestry Chronicle* 85:184-201.
- Mcruer, D.L., L.C. Gray, L.A. Horne et E.E. Clark Jr. 2017. Free-roaming cat interactions with wildlife admitted to a wildlife hospital. *The Journal of Wildlife Management* 81:163-173.
- Medinas, D., J.T. Marques et A. Mira. 2013. Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research* 28:227–237.
- Menzel, J.M., M.A. Menzel, J.C. Kilgo, W.M. Ford, J.W. Edwards et G.F. McCracken. 2005. Effect of habitat and foraging height on bat activity in the coastal plain of South Carolina. *Journal of Wildlife Management* 69:235-245.
- Michaelian, M., E.H. Hogg, R.J. Hall et E. Arsenault. 2011. Massive mortality of aspen following severe drought along the southern edge of the Canadian boreal forest. *Global Change Biology* 17:2084-2094.
- Michalak, A.M., E.J. Anderson, D. Beletsky, S. Boland, N.S. Bosch, T.B. Bridgeman, J.D. Chaffin, K. Cho, R. Confesor, I. Daloğlu et J.V. DePinto. 2013. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(16):6448-6452.

- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). 2022. Protocole standardisé – Réseau québécois d’inventaires acoustiques de chauves-souris, gouvernement du Québec (Québec), 29 p. + annexes.
- Møller, A.P. 2019. Parallel declines in abundance of insects and insectivorous birds in Denmark over 22 years. *Ecology and Evolution* 9:6581–6587.
- Monck-Whipp, L., A.E. Martin, C.M. Francis et L. Fahrig. 2018. Farmland heterogeneity benefits bats in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 253:131-139.
- Moorman, C.E. 1999. Bats roosting in deciduous leaf litter. *Bat Research News* 40:74-75.
- Mora, J.M. et L.I. López. 2014. First record of the hoary bat (*Lasiurus cinereus*, Vespertilionidae) for Honduras. *Ceiba* 51:89–90.
- Morales, J.C. et J.W. Bickham. 1995. Molecular systematics of the genus *Lasiurus* (Chiroptera: Vespertilionidae) based on restriction-site maps of the mitochondrial ribosomal genes. *Journal of Mammalogy* 76:730-749.
- Moratelli, R., C. Burgin, V. Cláudio, R. Novaes, A. López-Baucells et R. Haslauer. 2019. Family Vespertilionidae (Vesper Bats). Wilson, D.E. and R.A. Mittermeier, editors. *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 9. Bats*. Lynx Editions in association with Conservation International and IUCN.
- Mormann, B.M. et L.W. Robbins. 2007. Winter roosting ecology of eastern red bats in southwest Missouri. *Journal of Wildlife Management* 71:213–217.
- Morris, A.D., D.A. Miller et M.C. Kalcounis-Rueppell. 2010. Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. *Journal of Wildlife Management* 74:26–34.
- Morrissey, C.A., P. Mineau, J.H. Devries, F. Sanchez-Bayo, M. Liess, M.C. Cavallaro et K. Liber. 2015. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: a review. *Environment International* 74:291-303.
- Nagel, J.J. 2022. Informing conservation of threatened bat species using genomics and acoustics. Mémoire, University of Maryland, College Park, USA.
- Nagel, J., D.M. Nelson, C.J. Campbell, R. Trott, J.G. Wieringa, B.C. Carstens, H.L. Gibbs, E.F. Baerwald, D. Carson, J. Clerc, D.M. Green, A. Hale, B. Johnson, C. Meekins, L. Pruitt, B. Romano, E.R. Stevenson, A. Weaver, J.A. Williams et P.F. Gugger. 2023. Range-wide population genetic structure and effective sizes of three migratory tree bat species in North America. *Evolutionary Applications*. *Soumis pour publication*.
- Nagorsen, D.W. et R.M. Brigham. 1993. Bats of British Columbia. *Mammals of British Columbia, Volume 1*. University of British Columbia Press, Vancouver, British Columbia. 164 pages.
- Nagorsen, D.W., A.A. Bryant, D. Kerridge, G. Roberts, A. Roberts et M.J. Sarell. 1993. Winter bat records for British Columbia. *Northwestern Naturalist* 74:61–66.

- Nagorsen, D.W. et S.V. Nash. 1984. Distributional records of bats from the James Bay region. *Canadian Field-Naturalist* 98(4):500–502.
- Nagorsen, D.W. et B. Paterson. 2012. An update on the status of red bats, *Lasiurus blossevillii* and *Lasiurus borealis*, in British Columbia. *Northwestern Naturalist* 93:235–237.
- National Energy Board (NEB). 2017. Canada's energy future: energy supply and demand projections to 2040, National Energy Board - Canada. <https://www.cer-rec.gc.ca/en/data-analysis/canada-energy-future/archive/2016-update/> [Également disponible en français : Office national de l'énergie (ONE). 2017. L'avenir énergétique du Canada : Offre et demande énergétiques à l'horizon 2040, Office national de l'énergie – Canada]. <https://www.cer-rec.gc.ca/fr/donnees-analyse/avenir-energetique-canada/archive/2016-mise-jour/index.html>
- Natural Resource Solutions Inc. 2012. Caribou Wind Park Phase I. 2011 Post-construction Monitoring Report. 57 pp.
- NatureServe Explorer. 2020a. *Lasiurus cinereus*, Hoary Bat. https://explorer.natureserve.org/Taxon/ELEMENT_GLOBAL.2.103130/Lasiurus_cinereus [consulté le 30 décembre 2020]. [Également disponible en français : NatureServe Explorer. 2020a. *Lasiurus cinereus*, chauve-souris cendrée. https://explorer.natureserve.org/Taxon/ELEMENT_GLOBAL.2.103130/Lasiurus_cinereus]
- NatureServe Explorer. 2020b. *Lasiurus borealis*, Eastern Red Bat. https://explorer.natureserve.org/Taxon/ELEMENT_GLOBAL.2.799416/Lasiurus_borealis [consulté le 30 décembre 2020]. [Également disponible en français : NatureServe Explorer. 2020b. *Lasiurus borealis*, chauve-souris rousse de l'Est. https://explorer.natureserve.org/Taxon/ELEMENT_GLOBAL.2.799416/Lasiurus_borealis]
- NatureServe Explorer. 2020c. *Lasionycteris noctivagans*, Silver-haired Bat. https://explorer.natureserve.org/Taxon/ELEMENT_GLOBAL.2.104362/Lasionycteris_noctivagans [consulté le 30 décembre 2020]. [Également disponible en français : NatureServe Explorer. 2020c. *Lasionycteris noctivagans*, chauve-souris argentée. https://explorer.natureserve.org/Taxon/ELEMENT_GLOBAL.2.104362/Lasionycteris_noctivagans]
- Neece, B. D., S. C. Loeb et D. S. Jachowski. 2019. Implementing and assessing the efficacy of the North American Bat Monitoring Program. *Journal of Fish and Wildlife Management* 10(2):391-409.
- Newbern, J.L. et H.P Whidden. 2019. Dietary analysis of three migratory bats in eastern Pennsylvania. *Journal of the Pennsylvania Academy of Science*, 93:26-36.
- Noakes, M.J., A.E. McKechnie et R.M. Brigham. 2021. Interspecific variation in heat tolerance and evaporative cooling capacity among sympatric temperate-latitude bats. *Canadian Journal of Zoology* 99:480-488.

- Novaes R.L.M., G.S.T. Garbino, V.C. Cláudio et R. Moratelli. 2018. Separation of monophyletic groups into distinct genera should consider phenotypic discontinuities: the case of Lasiurini (Chiroptera: Vespertilionidae). *Zootaxa* 4379:439-440.
- O’Keefe, J.M., S.C. Loeb, J.D. Lanham et H.S. Hill, Jr. 2009. Macrohabitat factors affect day roost selection by eastern red bats and eastern pipistrelles in the southern Appalachian Mountains, USA. *Forest Ecology and Management* 257:1757–1763.
- Olson, C.R. 2019. 2019 Grasslands National Park Bat Inventory. Year 2 Report. Report prepared for Grasslands National Park. 35 pp.
- Ontario Ministry of Natural Resources (OMNR). 2011. Bats and bat habitats: guidelines for wind power projects. Queen’s Printer for Ontario. Ottawa, Canada
- O’Shea, T.J., P.M. Cryan, D.T.S. Hayman, R.K. Plowright et D.G. Streicker. 2016. Multiple mortality events in bats: a global review. *Mammal Review* 46:175–190.
- O’Shea, T.J., A.L. Everette et L.E. Ellison. 2001. Cyclodiene insecticide, DDE, DDT, arsenic, and mercury contamination of big brown bats (*Eptesicus fuscus*) foraging at a Colorado Superfund site. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40:112–120.
- Owen, S.F., M.A. Menzel, J.W. Edwards, W.M. Ford, J.M. Menzel, B.R. Chapman, P.B. Wood et K.V. Miller. 2004. Bat activity in harvested and intact forest stands in the Allegheny Mountains. *Northern Journal of Applied Forestry* 21:154–159.
- Pacifici, M. L. Santini, M. Di Marco, D. Baisero, L. Francucci, G. Grottolo Marasini, P. Visconti et C. Rondinini. 2013. Generation length for mammals. *Nature Conservation* 5:89-94.
- Palstra, F.P. et D.J. Fraser. 2012. Effective/census population size ratio estimation: a compendium and appraisal. *Ecology and evolution* 2: 2357-2365.
- Parker, D.I., B.E. Lawhead et J.A. Cook. 1997. Distributional limits of bats in Alaska. *Arctic* 50:256–265.
- Parsons, H.J., D.A. Smith et R.F. Whittam. 1986. Maternity colonies of silver-haired bats, *Lasionycteris noctivagans*, in Ontario and Saskatchewan. *Journal of Mammalogy* 67:598–600.
- Parsons, S., K.J. Lewis et J.M. Psyllakis. 2003. Relationships between roosting habitat of bats and decay of aspen in the sub-boreal forests of British Columbia. *Forest Ecology and Management* 177:559-570.
- Patriquin, K.J. et R.M.R. Barclay. 2003. Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest. *Journal of Applied Ecology* 40:646–657.
- Perry, R.W. et R.E. Thill. 2007. Roost characteristics of hoary bats in Arkansas. *American Midland Naturalist* 158:132–138.
- Perry, R.W., R.E. Thill et S.A. Carter. 2007. Sex-specific roost selection by adult red bats in a diverse forested landscape. *Forest Ecology and Management* 253:48–55.

- Pylant, C.L., D.M. Nelson, M.C. Fitzpatrick, J.E. Gates et S.R. Keller. 2016. Geographic origins and population genetics of bats killed at wind-energy facilities. *Ecological Applications* 26:1381-1395.
- Possingham, H.P., S.J. Andelman, M.A. Burgman, R.A. Medellin, L.L. Master et D.A. Keith. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology and Evolution* 11:503–507.
- Put, J.E., G.W. Mitchell et L. Fahrig. 2018. Higher bat and prey abundance at organic than conventional soybean fields. *Biological Conservation* 226:177-185.
- Pybus, M.J., D.P. Hobson et D.K. Onderka. 1986. Mass mortality of bats due to probable blue-green algal toxicity. *Journal of Wildlife Diseases* 22:449.
- Rae, J. et C. Lausen. 2021. North American Bat Monitoring Program in British Columbia. 2020 Data Summary and Preliminary Trend Analysis (2016-2020). WCS Canada Bat Conservation Program. 210 pp.
- Rambo, J.L. et S.H. Faeth. 1999. Effect of vertebrate grazing on plant and insect community structure. *Conservation Biology* 13:1047–1054.
- Reeve, R. 2006. Wildlife trade, sanctions and compliance: lessons from the CITES regime. *International Affairs* 82:881–897.
- Reichert, B.E., M. Bayless, T.L. Cheng, J.T.H. Coleman, C.M. Francis, W.F. Frick, B.S. Gotthold, K.M. Irvine, C.L. Lausen, H. Li, S.C. Loeb, J.D. Reichard, T.J. Rodhouse, J.L. Segers, J.L. Siemers, W.E. Thogmartin et T.J. Weller. 2021. NABat: a top-down, bottom-up solution to collaborative continental-scale monitoring. *Ambio* 1-13.
- Reidinger Jr, R.F. 1976. Organochlorine residues in adults of six southwestern bat species. *The Journal of Wildlife Management* 1:677-680.
- Reimer, J.P., E.F. Baerwald et R.M.R. Barclay. 2010. Diet of hoary (*Lasiurus cinereus*) and silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) bats while migrating through southwestern Alberta in late summer and autumn. *The American Midland Naturalist* 164:230-237.
- Reimer, J.P., E.F. Baerwald et R.M. Barclay. 2018. Echolocation activity of migratory bats at a wind energy facility: testing the feeding-attraction hypothesis to explain fatalities. *Journal of Mammalogy* 99:1472-1477.
- Rempel, J.C., S.N. Kulshreshtha, B.Y. Amichev et K.C.J. Van Rees. 2017. Costs and benefits of shelterbelts: A review of producers' perceptions and mind map analyses for Saskatchewan, Canada. *Canadian Journal of Soil Sciences* 97:341–352.
- Reyes, G. Comm. pers. 2020. Correspondance avec les rédacteurs du rapport. Date incertaine. Biologiste, United States Geological Survey (USGS), Berkley (États-Unis).
- Richardson, S.M., P.R. Lintott, D.J. Hosken, T. Economou et F. Mathews. 2021. Peaks in bat activity at turbines and the implications for mitigating the impact of wind energy developments on bats. *Scientific Reports* 11:3636.

- Ritzi, C.M., B.L. Everson et J.O. Whitaker. 2005. Use of bat boxes by a maternity colony of Indiana Myotis (*Myotis sodalis*). *Northeastern Naturalist* 12:217–220.
- Rodhouse, T.J., R.M. Rodriguez, K.M. Banner, P.C. Ormsbee, J. Barnett et K.M. Irvine. 2019. Evidence of region-wide bat population decline from long-term monitoring and Bayesian occupancy models with empirically informed priors. *Ecology and Evolution* 9:11078-11088.
- Rodriguez-San Pedro, A. et J.A. Simonetti. 2015. The relative influence of forest loss and fragmentation on insectivorous bats: does the type of matrix matter? *Landscape Ecology* 30:1561–1572.
- Rollins, K.E., D.K. Meyerholz, G.D. Johnson, A.P. Capparella et S.S. Loew. 2012. A forensic investigation into the etiology of bat mortality at a wind farm: barotrauma or traumatic injury? *Veterinary Pathology* 49:362–371.
- Rolseth, S.L., C.E. Koehler et R.M. Barclay. 1994. Differences in the diets of juvenile and adult hoary bats, *Lasiurus cinereus*. *Journal of Mammalogy* 75:394-398
- Russell, A.L., C.A. Pinzari, M.J. Vonhof, K.J. Olival et F.J. Bonaccorso. 2015. Two tickets to paradise: multiple dispersal events in the founding of hoary bat populations in Hawai'i. *PLoS One* 10:e0127912.
- Russo, D., L. Ancillotto et G. Jones. 2018a. Bats are still not birds in the digital era: echolocation call variation and why it matters for bat species identification. *Canadian Journal of Zoology* 96:63–78.
- Russo, D., L. Bosso et L. Ancillotto. 2018b. Novel perspectives on bat insectivory highlight the value of this ecosystem service in farmland: Research frontiers and management implications. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 266:31–38.
- Russo, D. et C.C. Voigt. 2016. The use of automated identification of bat echolocation calls in acoustic monitoring: a cautionary note for a sound analysis. *Ecological Indicators* 66:598–602.
- Rydell, J., S. Nyman, J. Eklöf, G. Jones et D. Russo. 2017. Testing the performances of automated identification of bat echolocation calls: a request for prudence. *Ecological Indicators* 78:416–420.
- Salafsky, N., D. Salzer, A.J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S.H. Butchart, B. Collen, N. Cox, L.L. Master, S. O'Connor et D. Wilkie. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22:897-911.
- Saleh, N. et L. Chittka. 2007. Traplining in bumblebees (*Bombus impatiens*): a foraging strategy's ontogeny and the importance of spatial reference memory in short-range foraging. *Oecologia* 151:719–730.
- Salinas-Ramos, V.B., L. Ancillotto, L. Bosso, V. Sánchez-Cordero et D. Russo. 2020. Interspecific competition in bats: State of knowledge and research challenges. *Mammal Review* 50:68–81.
- Sánchez-Bayo, F. et K.A.G. Wyckhuys. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232:8–27.

- Sanderson, F. J., P. F. Donald, D. J. Pain, I. J. Burfield et F. P. J. van Bommel. 2006. Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological Conservation* 131:93-105.
- Sarkozi, D.L. et D.M. Brooks 2003. Eastern red bat (*Lasiurus borealis*) impaled by a Loggerhead Shrike (*Lanius ludovicianus*). *The Southwestern Naturalist*, 48:301-303.
- Schaub, A., J. Ostwald et B.M. Siemers. 2006. Foraging bats avoid noise. *Journal of Experimental Biology* 211:3174–3180.
- Schneider, R. 2013. Alberta's natural subregions under a changing climate. Alberta Biodiversity Monitoring Institute, Edmonton, Alberta, Canada. <https://abmi.ca/home/publications/251-300/291>
- Schowalter, D.B., W.J.Dorward et J.R. Gunson. 1978a. Seasonal occurrence of silver-haired bats (*Lasionycteris noctivagans*) in Alberta and British Columbia. *Canadian Field-Naturalist* 92:288–291.
- Schowalter, D.B., L.D. Harder et B.H. Treichel. 1978b. Age composition of some vespertilionid bats as determined by dental annuli. *Canadian Journal of Zoology* 56:355–358.
- Secord, A.L., K.A. Patnode, C. Carter, E. Redman, D.J. Gefell, A.R. Major et D.W. Sparks. 2015. Contaminants of emerging concern in bats from the northeastern United States. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 69:411–421.
- Seidler, R.G., R.A. Long, J. Berger, S. Bergen et J.P. Beckmann. 2015. Identifying impediments to long-distance mammal migrations. *Conservation Biology* 29:99–109.
- Segers, J. Comm. pers. 2020. *Correspondance avec les rédacteurs du rapport*. Date incertaine. Coordonnateur national du programme scientifique sur le syndrome du museau blanc, Réseau canadien coopératif pour la santé de la faune, Halifax (Nouvelle-Écosse).
- Segers, J.L., A.E. Irwin, L.J. Farrow, L.N.L. Johnson et H.G. Broders. 2013. First records of *Lasiurus cinereus* and *L. borealis* (Chiroptera: Vespertilionidae) on Cape Breton Island, Nova Scotia, Canada. *Northeastern Naturalist* 20:N14–N15.
- Sherman, H.B. 1956. Third record of the hoary bat in Florida. *Journal of Mammalogy* 37:281–282.
- Shields, W.M. et K.L. Bildstein. 1979. Birds versus bats: behavioral interactions at a localized food source. *Ecology* 60:468–474.
- Shirley M, V. Armitage, T. Barden, M. Gough, P. Lurz, D. Oatway, A. South et S. Rushton. 2001. Assessing the impact of a music festival on the emergence behaviour of a breeding colony of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Journal of Zoology* 254:367–373.
- Shump, K.A. et A.U. Shump. 1982a. *Lasiurus cinereus*. *Mammalian Species* 185:1–5.
- Shump, K.A. et A.U. Shump. 1982b. *Lasiurus borealis*. *Mammalian Species* 183:1–6.

- Siemers, B.M. et A. Schaub. 2011. Hunting at the highway: traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278:1646–1652.
- Simmons, N.B., 1993. Morphology, function, and phylogenetic significance of pubic nipples in bats (Mammalia, Chiroptera). *American Museum Novitates*; no. 3077. New York, NY: American Museum of Natural History.
- Simmons, N.B. et A.L. Cirranello. 2020. Bat species of the world: a taxonomic and geographic database. <http://batnames.org> [consulté le 23 novembre 2020].
- Sleeter, B.M., T.L. Sohl, T.R. Loveland, R.F. Auch, W. Acevedo, M.A. Drummond, K.L. Saylor et S.V. Stehman. 2013. Land-cover change in the conterminous United States from 1973 to 2000. *Global Environmental Change* 23:733-748.
- Slough, B.G., C.L. Lausen, B. Paterson, I.J. Hansen, J.P. Thomas, P.M. Kukka, T.S. Jung, J. Rae et D. van de Wetering. 2022. New records about the diversity, distribution, and seasonal activity patterns by bats in Yukon and northwestern British Columbia. *Northwestern Naturalist*, 103(2):162-182.
- Slough, B.G. et T.S. Jung. 2020. Little brown bats (*Myotis lucifugus*) use multiple maternity roosts within putative foraging areas: Implications for critical habitat designation. *Journal of Fish and Wildlife Management* 11:311–320.
- Slough, B.G. et T.S. Jung. 2008. Observations on the natural history of bats in the Yukon. *Northern Review* 29:127–150.
- Slough, B.G., T.S. Jung et C.L. Lausen. 2014. Acoustic surveys reveal Hoary Bat (*Lasiurus cinereus*) and Long-legged Myotis (*Myotis volans*) in Yukon. *Northwestern Naturalist* 95:176–185.
- Smallwood, K.S. 2020. USA wind energy-caused bat fatalities increase with shorter fatality search intervals. *Diversity* 12:98.
- Smallwood, K.S. et D.A. Bell. 2020. Effects of wind turbine curtailment on bird and bat fatalities. *The Journal of Wildlife Management* 84:685-696.
- Smith, A.C., M-A.R. Hudson, V.I. Aponte et C.M. Francis. 2023. North American Breeding Bird Survey - Canadian Trends Website, Data-version 2021. Environment and Climate Change Canada, Gatineau, Quebec, K1A 0H3
- Smith, D.A. et S.D. Gehrt. 2010. Bat response to woodland restoration within urban forest fragments. *Restoration Ecology* 18:914-923.
- Solari, S. 2019. *Lasionycteris noctivagans*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T11339A22122128. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T11339A22122128.en>. Téléchargé le 30 décembre 2020.
- Solick, D.I., R.M.R. Barclay, L. Bishop-Boros, Q.R. Hays et C.L. Lausen. 2020. Distributions of eastern and western red bats in western North America. *Western North American Naturalist* 80:90–97.
- Soper, J.D. 1942. Mammals of Wood Buffalo Park, Northern Alberta and District of Mackenzie. *Journal of Mammalogy* 23:119–145.

- Sovic, M.G., B.C. Carstens et H.L. Gibbs. 2016. Genetic diversity of migratory bats: results from RADseq data for three bat species at an Ohio windfarm. *PeerJ* 4:e1647.
- Speakman, J.R. 1991. Why do insectivorous bats in Britain not fly in daylight more frequently? *Functional Ecology* 5:518–524.
- Sperry, C.C., 1933. Opossum and skunk eat bats. *Journal of Mammalogy* 14:152-153.
- Stahlschmidt, P. et C.A. Brühl. 2012. Bats as bioindicators – the need of a standardized method for acoustic bat activity surveys. *Methods in Ecology and Evolution* 3:503–508.
- Stantec Consulting Ltd. 2010. Wolfe Island Ecopower Centre post-construction follow up plan: Bird and bat resources monitoring report No. 2 July - December 2009. Prepared For: TransAlta Corporation's wholly owned subsidiary Canadian Renewable Energy Corporation. 100 pp.
- Stantec Consulting Ltd. 2011. Wolfe Island Wind Plant post-construction follow up plan: Bird and bat monitoring report No. 4 July - December 2010. Prepared For: TransAlta Corporation's wholly owned subsidiary Canadian Renewable Energy Corporation. 104 pp.
- Stantec Consulting Ltd. 2012. Dokie Wind Energy Project 2012 Operational Wildlife Monitoring Report. Prepared for: Dokie General Partnership. Burnaby, BC. 87 pp.
- Teta, P. 2019. The usage of subgenera in mammalian taxonomy. *Mammalia* 83:209-211.
- Thomas, D. W., G. P. Bell et M. B. Fenton. 1987. Variation in echolocation call frequencies recorded from North American vespertilionid bats: A cautionary note. *Journal of Mammalogy* 68(4): 842-847.
- Thomas, J.P. et T.S. Jung. 2019. Life in a northern town: rural villages in the boreal forest are islands of habitat for an endangered bat. *Ecosphere* 10:e02563.
- Thomsen, L. 1971. Behavior and ecology of burrowing owls on the Oakland Municipal Airport. *The Condor* 73:177-192.
- Torquetti, C.G., A.T.B. Guimarães et B. Soto-Blanco. 2021. Exposure to pesticides in bats. *Science of the Total Environment* 755:142509.
- Trouwborst, A. 2012. Transboundary wildlife conservation in a changing climate: Adaptation of the Bonn Convention on migratory species and its daughter instruments to climate change. *Diversity* 4:258–300.
- True, M.C., R. J. Reynolds et W.M. Ford. 2021. Monitoring and modeling tree bat (Genera: *Lasiurus*, *Lasionycteris*) occurrence using acoustics on structures off the mid-Atlantic coast – implications for offshore wind development. *Animals* 11:346 <https://doi.org/10.3390/ani11113146>
- USA Department of Energy (USDOE). 2015. Wind vision: a new era for wind power in the United States, USA Department of Energy. Washington, DC. <https://doi.org/10.2172/1215051>

- van der Sluijs, J.P. 2020. Insect decline, an emerging global environmental risk. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 46:39–42.
- van Zyll de Jong, C.G. 1985. *Handbook of Canadian Mammals. Volume 2: Bats.* National Museum of Natural Sciences, Ottawa, Ontario. 212 pp.
- Veilleux, J.P., P.R. Moosman, D. Scott Reynolds, K.E. LaGory et L.J. Walston. 2009. Observations of summer roosting and foraging behavior of a hoary bat (*Lasiurus cinereus*) in southern New Hampshire. *Northeastern Naturalist* 16:148–152.
- Vesterinen, E.J., A.I.E. Puisto, A.S. Blomberg et T.M. Lilley. 2018. Table for five, please: dietary partitioning in boreal bats. *Ecology and Evolution* 8:10914–10937.
- Vonhof, M.J. et R.M.R. Barclay. 1996. Roost-site selection and roosting ecology of forest-dwelling bats in southern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 74:1797–1805.
- Vonhof, M.J. et J.C. Gwilliam. 2007. Intra- and interspecific patterns of day roost selection by three species of forest-dwelling bats in southern British Columbia. *Forest Ecology and Management* 252:165–175.
- Vonhof, M.J. et A.L. Russell. 2015. Genetic approaches to the conservation of migratory bats: A study of the eastern red bat (*Lasiurus borealis*). *PeerJ* 3:e983.
- Wagner, D.L., E.M. Grames, M.L. Forister, M.R. Berenbaum et D. Stopak. 2021. Insect decline in the Anthropocene: Deaths by a thousand cuts. *PNAS* 118:e2023989118.
- Walley, H.D. et W.L. Jarvis. 1972. Longevity record for *Pipistrellus subflavus*. *Transactions of the Illinois State Academy of Science* 64:305.
- Walters, B.L. C.M. Ritzi, D.W. Sparks, J.O. Whitaker. 2007. Foraging behavior of eastern red bats (*Lasiurus borealis*) at an urban-rural interface. *American Midland Naturalist* 157:365–373.
- Warren, R.D. et M.S. Witter. 2002. Monitoring trends in bat populations through roost surveys: methods and data from *Rhinolophus hipposideros*. *Biological Conservation* 105:255–261.
- Washingier, D.P., R. Reid et E.E. Fraser. 2020. Acoustic evidence of hoary bats (*Lasiurus cinereus*) on Newfoundland, Canada. *Northeastern Naturalist* 27:567-575.
- Weaver, S.P., C.D. Hein, T.R. Simpson, J.W. Evans et I. Castro-Arellano. 2020. Ultrasonic acoustic deterrents significantly reduce bat fatalities at wind turbines. *Global Ecology and Conservation* 24: p.e01099.
- Weller, T.J., K.T. Castle, F. Liechti, C.D. Hein, M.R. Schirmacher et P.M. Cryan. 2016. First direct evidence of long-distance seasonal movements and hibernation in a migratory bat. *Scientific Reports* 6:34585.
- Whitaker, J.O., Jr., R.K. Rose et T.M. Padgett. 1997. Food of the red bat *Lasiurus borealis* in winter in the Great Dismal Swamp, North Carolina and Virginia. *American Midland Naturalist* 137:408–411.
- Whitaker, J. O., V. B. Jr. et J. B. Cope. 2002. Are bats in Indiana declining? *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 111:95-106.

- Wilkinson, G.S. et J.M. South. 2002. Life history, ecology and longevity in bats. *Aging cell* 1:24-131.
- Williams, D.F. et J.S. Findlay. 1979. Sexual size dimorphism in Vespertilionid bats. *American Midland Naturalist* 102:113-126.
- Williams-Guillén, K., I. Perfecto et J. Vandermeer. 2008. Bats limit insects in a neotropical agroforestry system. *Science* 320(5872):70–70.
- Willis, C.K. et R.M. Brigham. 2005. Physiological and ecological aspects of roost selection by reproductive female hoary bats (*Lasiurus cinereus*). *Journal of Mammalogy* 86:85-94.
- Willis, C., R. Brigham et F. Geiser. 2006. Deep, prolonged torpor by pregnant, free-ranging bats. *Naturwissenschaften* 93:80–83.
- Willis, C.K. et R.M. Brigham. 2003. New records of the eastern red bat, *Lasiurus borealis*, from Cypress Hills Provincial Park, Saskatchewan: a response to climate change? *Canadian Field-Naturalist* 117:651–654.
- Wilson, D. et D. Reeder. 2005. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. 3rd edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Wilson, J.M., J.P. Reimer, D. Allaire et C.L. Lausen. 2014. Diversity and distribution of bats in the Northwest Territories. *Northwestern Naturalist* 95:197–218.
- Wind Exchange. 2021. USA Installed and Potential Wind Power Capacity and Generation. <https://windexchange.energy.gov/maps-data/321>. [consulté le 18 février 2021].
- Wind Exchange. 2023. U.S. Installed and Potential Wind Power Capacity and Generation, U.S. Department of Energy’s Wind Energy Technologies Office. Website: <https://windexchange.energy.gov/maps-data/321>. [consulté le 9 mai 2023].
- Wine, M., C.A. Bowen et D.M. Green. 2019. Interspecific aggression between a Hoary Bat (*Lasiurus cinereus*) and a Tricolored Bat (*Perimyotis subflavus*) in Northern Arkansas. *Southeastern Naturalist* 18:N37.
- Winhold, L., A. Kurta et R. Foster. 2008. Long-term change in an assemblage of North American bats: are eastern red bats declining? *Acta Chiropterologica* 10:359-66.
- World Wind Energy Association (WWEA). 2021. Statistics. <https://wwindea.org/information-2/information/>. [consulté le 19 février 2021].
- Wu, C.-H., C.-L. Lin, S.-E. Wang et C.-W. Lu. 2020. Effects of imidacloprid, a neonicotinoid insecticide, on the echolocation system of insectivorous bats. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 163:94–101.
- Yates, D.E., E.M. Adams, S.E. Angelo, D.C. Evers, J. Schmerfeld, M.S. Moore, T.H. Kunz, T. Divoll, S.T. Edmonds, C. Perkins, R. Taylor et N.J. O’Driscoll. 2014. Mercury in bats from the northeastern United States. *Ecotoxicology* 23:45–55.
- Zedler, J.B. et S. Kercher. 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environmental Resources* 30:39-74.

- Ziegler, A.C., F.G. Howarth et N.B. Simmons. 2016. A second endemic land mammal for the Hawaiian Islands: a new genus and species of fossil bat (Chiroptera: Vespertilionidae). *American Museum Novitates* 3854:1-52.
- Zimmerling, J.R. et C.M. Francis. 2016. Bat mortality due to wind turbines in Canada. *Journal of Wildlife Management* 80:1360-1369.
- Zocche, J.J., D.D. Leffa, A.P. Damiani, R. Carvalho, R.Á. Mendonça, C.E.I. dos Santos, L.A. Bouffleur, J.F. Dias et V.M. de Andrade. 2010. Heavy metals and DNA damage in blood cells of insectivore bats in coal mining areas of Catarinense coal basin, Brazil. *Environmental Research* 110:684–691.
- Zukal, J., J. Pikula et H. Bandouchova. 2015. Bats as bioindicators of heavy metal pollution: history and prospect. *Mammalian Biology* 80:220–227.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Erin Baerwald est professeure adjointe au sein du programme de science et de gestion des écosystèmes de l'University of Northern British Columbia, où elle donne des cours sur le comportement animal, la biologie de la conservation et la gestion des espèces sauvages. Elle est également une experte, reconnue à l'échelle internationale, des conséquences de l'énergie éolienne sur les chauves-souris migratrices, membre du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres et du groupe de spécialistes des chauves-souris de l'UICN, et une experte sur les chauves-souris migratrices pour la Convention des Nations Unies sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS). À ce titre, elle a travaillé avec le gouvernement du Pérou pour rédiger la proposition visant à inscrire quatre espèces de chauves-souris de la tribu Lasiurini à l'annexe II de cette convention, qui a été acceptée à l'unanimité par toutes les parties lors de la COP12 de la CMS. Elle a coécrit des protocoles de relevé pour les chauves-souris en lien avec l'énergie éolienne en Alberta et en Saskatchewan et a contribué aux lignes directrices sur l'énergie éolienne terrestre (Land-Based Wind Energy Guidelines) du Fish and Wildlife Service des États-Unis. Elle a publié de nombreux articles sur ces espèces de chauves-souris, en particulier la chauve-souris argentée et la chauve-souris cendrée, et a notamment coécrit un manuscrit sur les conséquences potentielles de l'énergie éolienne sur les populations de chauves-souris cendrées.

Robert Barclay est professeur au département des sciences biologiques de l'Université de Calgary. Il donne des cours d'introduction à la biologie, à l'écologie, à la mammalogie et à la biologie de la conservation. Il a supervisé 43 étudiants diplômés. Depuis ses travaux de maîtrise en 1978, il a étudié l'écologie, le comportement et la biologie de la conservation pour divers animaux, principalement des chauves-souris. Il a publié plus de 140 articles sur les chauves-souris dans des revues à comité de lecture, dont 27 portant spécifiquement sur les trois espèces de chauves-souris visées par le présent rapport de situation. Ces travaux de recherche ont été effectués en Ontario, au Manitoba, en Alberta, en Colombie-Britannique, au Yukon et dans les Territoires du Nord-Ouest. Il a été membre du groupe de spécialistes des chiroptères de l'UICN pendant 10 ans, et il est membre du comité consultatif scientifique de la Bats and Wind Energy

Cooperative (BWEC) depuis sa création en 2004. Il a été le président élu du symposium de recherche nord-américain sur les chauves-souris (North American Symposium on Bat Research) et a été rédacteur en chef adjoint du *Canadian Journal of Zoology* et de l'*African Bat Conservation News*.

Mark Brigham est professeur à l'Université de Regina où il est membre du corps professoral depuis 1990. La plupart de ses travaux de recherche portent sur les chauves-souris et les oiseaux nocturnes insectivores (engoulevents). Il est coauteur de plus de 190 articles publiés dans des revues à comité de lecture. Ses travaux de recherche portent sur l'écologie, le comportement et la physiologie thermique. Il est actuellement l'un des deux corédacteurs en chef du *Canadian Journal of Zoology* et a été rédacteur en chef adjoint du *Journal of Mammalogy*. Il était membre du COSEPAC lorsqu'il a été nommé coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres de 2005 à 2010. Cette nomination faisait suite à un mandat de cinq ans en tant que membre du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres. En 2006, il a reçu le prix Gerritt S. Miller Jr. de la North American Society for Bat Research pour l'ensemble de ses services et contributions tout au long de sa carrière. Outre ses tâches officielles d'enseignement, il est un fervent promoteur de l'idée de rendre la science et ses travaux de recherche accessibles au public et donne régulièrement des conférences sur les chauves-souris à des groupes scolaires, à des naturalistes et à des organisations ainsi qu'à des clubs de bienfaisance. C'est en partie pour cela qu'il a reçu le prix Joseph Grinnell en 2008, décerné par l'American Society of Mammalogists, pour ses contributions à long terme à l'éducation sur la mammalogie. Il est le seul Canadien à avoir reçu ce prix.

Dana Green prépare actuellement un doctorat sur l'écologie et la biologie des chauves-souris migratrices à l'Université de Regina. Elle étudie les chauves-souris depuis 2012, et ses travaux ont porté sur plusieurs espèces de chauves-souris aux États-Unis et au Canada. Elle possède une maîtrise ès sciences en biologie de la Northern Arizona University et un baccalauréat ès sciences en biologie de la faune de la Missouri State University. Elle a publié des articles sur divers sujets et taxons, ses travaux étant axés sur des études comportementales dans le contexte de la conservation appliquée. Parallèlement à sa carrière universitaire, elle a travaillé avec des sociétés d'experts-conseils sur des relevés d'espèces de chauves-souris menacées et en voie de disparition dans le Midwest et l'est des États-Unis. Dana est actuellement membre élue du conseil d'administration de l'American Society of Mammalogists et représentante étudiante au sein de la North American Society for Bat Research. En plus de son engagement social, Dana a participé à de nombreux événements de sensibilisation, notamment dans des écoles locales, dans le cadre de programmes d'été et lors d'événements organisés à l'échelle municipale.

Thomas Jung est le biologiste principal de la faune du gouvernement du Yukon depuis 2001, et il est professeur associé à l'Université de l'Alberta depuis 2011, où il enseigne la mammalogie et la gestion de la faune. Ses travaux sur les mammifères nordiques ont porté notamment sur des espèces allant de la petite musaraigne de Hoy à l'ours blanc et englobent un vaste territoire s'étendant du Labrador à l'Alaska. Il est coauteur d'environ 130 articles publiés dans des revues à comité de lecture, dont 29 sur les chauves-souris.

Thomas a publié à l'Université McGill une thèse sur les relations entre les chauves-souris et leur habitat dans la région du nord des Grands Lacs et a depuis co-supervisé quatre étudiants diplômés travaillant sur les chauves-souris. Il est rédacteur en chef adjoint du *Journal of Mammalogy* et du *Canadian Field-Naturalist*, et a été rédacteur en chef invité d'un numéro spécial du *Northwestern Naturalist* sur les chauves-souris. Il est membre du COSEPAC et du RESCAPÉ et assure la coordination pour les cotes de conservation nationales des mammifères canadiens. Thomas a participé à des équipes de rétablissement nationales pour plusieurs espèces en péril (dont la petite chauve-souris brune) et a dirigé des initiatives régionales de planification de la conservation pour le grizzli, les caribous des montagnes et le bison des bois. Il est membre du groupe de spécialistes du bison de l'UICN, coprésident du comité consultatif technique national sur le bison et corédacteur du rapport de situation du COSEPAC sur le bison. Il fait partie de comités sur la conservation de l'American Society of Mammalogists.

Cory Olson est un expert-conseil indépendant qui a plus de 10 ans d'expérience sur les chauves-souris et d'autres espèces sauvages. Il a dirigé de nombreux relevés et projets de recherche sur les chauves-souris dans l'ouest du Canada et a corédigé plusieurs rapports et lignes directrices sur la conservation et la gestion des chauves-souris. Il possède une maîtrise ès sciences portant sur les chauves-souris et est enregistré à titre de biologiste professionnel en Alberta et en Colombie-Britannique. Il assure actuellement la coordination du programme de conservation des chauves-souris de l'Alberta (Alberta Bat Conservation Program) avec la Wildlife Conservation Society Canada.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune.

Annexe 1. Évaluation des menaces pesant sur la chauve-souris cendrée au Canada.

| TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES | | | | | |
|--|--|-----------------------------|---------------------------------|---------------------------------|-----------------------|
| Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème | <i>Lasiurus cinereus</i> | Identification de l'élément | | Nom français | Chauve-souris cendrée |
| Date de la version : | 11 août 2021 | | | | |
| Évaluateurs pour cette version | Kristiina Ovaska, Stephen Petersen, Erin Baerwald, Mark Brigham, Cory Olson, Fanie Pelletier, Donald Sam, Eve Lamontagne, Audrey Robillard, Thomas Jung, Hayley Roberts, Lynne Burns, Lisa Wilkinson, Kristin Cline, Pierre-Andre Bernier, Adam Grottolì , Courtney Baldo, Dana Green, Jolene Laverty, Emma Pascoe | | | | |
| Références : | Rapport de situation du COSEPAC, version provisoire | | | | |
| Durée d'une génération : | 2 à 6 ans (durée de 6 ans utilisée par les participants à la téléconférence) | | | | |
| Guide pour le calcul de l'impact global des menaces : | Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact | | | | |
| | Impact des menaces | | Maximum de la plage d'intensité | Minimum de la plage d'intensité | |
| | A | Très élevé | 1 | 0 | |
| | B | Élevé | 1 | 1 | |
| | C | Moyen | 1 | 1 | |
| | D | Faible | 3 | 4 | |
| Impact global des menaces calculé : | | | Très élevé | Élevé | |
| Impact global des menaces attribué : | AB = Très élevé-élevé | | | | |
| Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications : | | | | | |
| Impact global des menaces – commentaires : | Les menaces sont nombreuses et cumulatives; cependant, l'impact global des menaces dépend en grande partie de la menace que représente le développement du secteur de l'énergie éolienne. La portée et la gravité des autres menaces potentielles (p. ex. les maladies) sont inconnues et n'ont pas été estimées. | | | | |

| Menace | Impact (calculé) | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|---|------------------|---------------------------|---|-----------------------------------|--|
| 1 Développement résidentiel et commercial | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | |
| 1.1 Zones résidentielles et urbaines | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Les nouveaux projets de développement résidentiel et urbain ont probablement des effets variés sur la chauve-souris cendrée; la perte d'arbres de repos rendra non convenables certaines zones importantes. D'autre part, la plantation d'arbres pour que les zones urbaines soient plus vertes compense la perte nette d'arbres dans une certaine mesure. |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|--------|---|------------------|------------------|---------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|--|
| 1.2 | Zones commerciales et industrielles | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | Semblable à ce qui a été décrit ci-dessus, mais peut-être avec moins d'atténuation par la plantation ou la préservation d'arbres. L'accent est peut-être davantage sur la perte de milieux humides comme habitat d'alimentation. |
| 1.3 | Zones touristiques et récréatives | | | | | | |
| 2 | Agriculture et aquaculture | D | Faible | Restreinte-petite | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | |
| 2.1 | Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois | D | Faible | Restreinte-petite | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | Cette menace varie probablement selon la région, l'impact étant plus important dans l'ouest où il y a une augmentation de la conversion des terres pour l'agriculture, et l'impact est probablement négligeable en Ontario et vers l'est où la conversion de champs abandonnés en forêts fournit une superficie de plus en plus grande d'habitat. La perte d'arbres de repos et de milieux humides (habitat d'alimentation) constitue la principale conséquence. |
| 2.2 | Plantations pour la production de bois et de pâte | | | | | | |
| 2.3 | Élevage de bétail | | Négligeable | Grande (31-70 %) | Négligeable ou déclin < 1 % de la pop | Élevée (menace toujours présente) | Surpâturage dans les zones riveraines. L'enchevêtrement dans les fils barbelés constitue également une préoccupation potentielle; même si la portée est grande, les occurrences sont rares. Toutefois, lorsque cela arrive, la plupart des cas risquent d'être mortels. |
| 2.4 | Aquaculture en mer et en eau douce | | | | | | |
| 3 | Production d'énergie et exploitation minière | AB | Très élevé-élevé | Généralisée (71-100 %) | Extrême-élevée | Élevée (menace toujours présente) | |
| 3.1 | Forage pétrolier et gazier | | | | | | La pollution sonore est un sujet de préoccupation, mais elle est abordée à la menace 6.3. |
| 3.2 | Exploitation de mines et de carrières | | | | | | La pollution sonore est un sujet de préoccupation, mais elle est abordée à la menace 6.3. |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|--------|--|------------------|------------------|---------------------------|---|-----------------------------------|--|
| 3.3 | Énergie renouvelable | AB | Très élevé-élevé | Généralisée (71-100 %) | Extrême-élevée | Élevée (menace toujours présente) | Les collisions avec des éoliennes représentent une menace importante; elles causent la mortalité de nombreuses chauves-souris cendrées. De plus, les éoliennes tuent également des insectes aériens, réduisant la quantité de proies pour la chauve-souris cendrée sur les voies migratoires. On prévoit que le développement du secteur de l'énergie éolienne connaîtra un essor important. |
| 4 | Corridors de transport et de service | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | |
| 4.1 | Routes et voies ferrées | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | L'augmentation de la densité routière et la construction de routes peuvent éliminer de l'habitat. Il arrive aussi, à l'occasion, que des chauves-souris soient heurtées par des véhicules. |
| 4.2 | Lignes de services publics | | | | | | |
| 4.3 | Voies de transport par eau | | | | | | |
| 4.4 | Corridors aériens | | | | | | |
| 5 | Utilisation des ressources biologiques | D | Faible | Restreinte-petite | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | |
| 5.1 | Chasse et capture d'animaux terrestres | | | | | | |
| 5.2 | Cueillette de plantes terrestres | | | | | | |
| 5.3 | Exploitation forestière et récolte du bois | D | Faible | Restreinte-petite | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Perte d'habitat et mortalité directe causée par l'abattage d'arbres. La perte de forêts anciennes est un sujet de préoccupation. L'éclaircie de forêts matures peut néanmoins être bénéfique pour la chauve-souris cendrée. |
| 5.4 | Pêche et récolte de ressources aquatiques | | | | | | |
| 6 | Intrusions et perturbations humaines | | | | | | |
| 6.1 | Activités récréatives | | | | | | |
| 6.2 | Guerres, troubles civils et exercices militaires | | | | | | |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|--------|--|------------------|--------------|---------------------------|---|-----------------------------------|--|
| 6.3 | Travail et autres activités | | | | | | |
| 7 | Modifications des systèmes naturels | BC | Élevé-moyen | Généralisée (71-100 %) | Élevée-moderée | Élevée (menace toujours présente) | |
| 7.1 | Incendies et suppression des incendies | D | Faible | Restreinte-petite | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Les conséquences sont semblables à celles de l'exploitation forestière (perte d'arbres de repos et mortalité directe). L'augmentation de l'étendue, de la gravité et de la fréquence des incendies de forêt est le résultat du réchauffement climatique, et la situation est particulièrement grave dans les régions boréales. La fumée des incendies de forêt est abordée séparément à la menace 9.5. |
| 7.2 | Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages | | | | | | |
| 7.3 | Autres modifications de l'écosystème | BC | Élevé-moyen | Généralisée (71-100 %) | Élevée-moderée | Élevée (menace toujours présente) | Réduction de la quantité d'insectes-proies attribuable à des causes diverses. |
| 8 | Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques | | Négligeable | Petite (1-10 %) | Négligeable ou déclin < 1 % de la pop | Élevée (menace toujours présente) | |
| 8.1 | Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes | | Négligeable | Petite (1-10 %) | Négligeable ou déclin < 1 % de la pop | Élevée (menace toujours présente) | Le syndrome du museau blanc n'est pas un problème pour la chauve-souris cendrée. Les problèmes soulevés ici sont la prédation par les chats domestiques ainsi que l'enchevêtrement dans les plantes de bardanes exotiques. |
| 8.2 | Espèces indigènes problématiques | | | | | | |
| 8.3 | Matériel génétique introduit | | | | | | |
| 8.4 | Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue | | | | | | |
| 8.5 | Maladies d'origine virale ou maladies à prions | | | | | | |
| 8.6 | Maladies de cause inconnue | | | | | | |
| 9 | Pollution | CD | Moyen-faible | Généralisée (71-100 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | Gravité accrue pour la synthèse de l'impact afin de tenir compte des effets cumulatifs. |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiété | Commentaires |
|--------|--|------------------|---------|---------------------------|---|-----------------------------------|--|
| 9.1 | Eaux usées domestiques et urbaines | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Les polluants d'origine domestique pourraient être un sujet de préoccupation, surtout aux sources ponctuelles comme les étangs d'épuration, que les chauves-souris peuvent utiliser pour se nourrir ou s'abreuver. |
| 9.2 | Effluents industriels et militaires | D | Faible | Généralisée-grande | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Même chose que ci-dessus pour ce qui est des polluants industriels. |
| 9.3 | Effluents agricoles et sylvicoles | D | Faible | Généralisée-grande | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | La perte d'insectes-proies attribuable aux pesticides utilisés en exploitation forestière est évaluée à la menace 7.3. Les conséquences directes sont difficiles à quantifier. Il s'agit d'insectivores aériens stricts, de grande longévité, qui migrent vers les régions du sud (p. ex. les États-Unis) où le déclin des insectes aériens a été important. |
| 9.4 | Déchets solides et ordures | | | | | | Les microplastiques pourraient être un sujet de préoccupation, mais ils sont évalués à la menace 9.1. |
| 9.5 | Polluants atmosphériques | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Le mercure et la fumée des incendies de forêt sont deux préoccupations principales. La bioaccumulation d'autres métaux lourds et d'autres polluants provenant des insectes-proies est un sujet de préoccupation, étant donné que la chauve-souris cendrée est une espèce longévive. |
| 9.6 | Apports excessifs d'énergie | D | Faible | Généralisée-grande | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Bruit. Le bruit combiné de toutes les industries qui sont des sources de bruit (p. ex. exploitation minière, gazière, pétrolière et forestière) peut nuire à l'efficacité de l'écholocation et rendre l'habitat inutilisable pour l'alimentation. |
| 10 | Phénomènes géologiques | | | | | | |
| 10.1 | Volcans | | | | | | |
| 10.2 | Tremblements de terre et tsunamis | | | | | | |
| 10.3 | Avalanches et glissements de terrain | | | | | | |
| 11 | Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédia- té | Commentaires |
|--------|--|------------------|--|---------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------|---|
| 11.1 | Déplacement et altération de l'habitat | | Non calculé (en dehors de la période d'évaluation) | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Faible (à long terme) | Aucun de ces changements provoqués par les changements climatiques n'est susceptible d'avoir des effets négatifs à court terme sur la chauve-souris cendrée à l'échelle de la population. |
| 11.2 | Sécheresses | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |
| 11.3 | Températures extrêmes | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |
| 11.4 | Tempêtes et inondations | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).

Annexe 2. Évaluation des menaces pesant sur la chauve-souris rousse de l'Est au Canada.

| | | | | | |
|---|---|------------------------------------|--|--|-------------------------------|
| Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème | <i>Lasiurus borealis</i> | Identification de l'élément | | Nom français | Chauve-souris rousse de l'Est |
| Date de la version : | 13 août 2022 | | | | |
| Évaluateurs pour cette version : | Kristiina Ovaska, Stephen Petersen, Erin Baerwald, Cory Olson, Elizabeth Gillis, Fanie Pelletier, Donald Sam, Thomas Jung, Lynne Burns, Lisa Wilkinson, Kristin Cline, Pierre-Andre Bernier, Adam Grottoli, Courtney Baldo, Dana Green, Jolene Laverty, Emma Pascoe | | | | |
| Références : | Rapport de situation du COSEPAC, version provisoire | | | | |
| Durée d'une génération : | 2 à 6 ans (durée de 6 ans utilisée par les participants à la téléconférence) | | | | |
| Guide pour le calcul de l'impact global des menaces : | Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact | | | | |
| | Impact des menaces | | Maximum de la plage d'intensité | Minimum de la plage d'intensité | |
| | A | Très élevé | 0 | 0 | |
| | B | Élevé | 2 | 1 | |
| | C | Moyen | 1 | 1 | |
| | D | Faible | 4 | 5 | |
| Impact global des menaces calculé : | | | Très élevé | Élevé | |
| Impact global des menaces attribué : | AB = Très élevé-élevé | | | | |
| Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications : | | | | | |
| Impact global des menaces – commentaires : | Les menaces sont nombreuses et cumulatives; cependant, l'impact global des menaces dépend en grande partie de la menace que représente le développement du secteur de l'énergie éolienne. La portée et la gravité des autres menaces potentielles (p. ex. les maladies) sont inconnues et n'ont pas été estimées. | | | | |

| Menace | Impact (calculé) | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|---|-------------------------|----------------------------------|---|-----------------------------------|--|
| 1 Développement résidentiel et commercial | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | |
| 1.1 Zones résidentielles et urbaines | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Les nouveaux projets de développement résidentiel et urbain ont probablement des effets variés sur la chauve-souris rousse de l'Est; la perte d'arbres de repos rendra non convenables certaines zones importantes. D'autre part, la plantation d'arbres pour que les zones urbaines soient plus vertes compense la perte nette d'arbres dans une certaine mesure. |
| 1.2 Zones commerciales et industrielles | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | Semblable à ce qui a été décrit ci-dessus, mais peut-être avec moins d'atténuation par la plantation ou la préservation d'arbres. L'accent est peut-être davantage sur la perte de milieux humides comme habitat d'alimentation. |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiété | Commentaires |
|--------|---|------------------|-------------|---------------------------|--|-----------------------------------|--|
| 1.3 | Zones touristiques et récréatives | | | | | | |
| 2 | Agriculture et aquaculture | D | Faible | Restreinte-petite | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | |
| 2.1 | Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois | D | Faible | Restreinte-petite | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | Cette menace varie probablement selon la région, l'impact étant plus important dans l'ouest où il y a une augmentation de la conversion des terres pour l'agriculture, et l'impact est probablement négligeable en Ontario et vers l'est où la conversion de champs abandonnés en forêts fournit une superficie de plus en plus grande d'habitat. La perte d'arbres de repos et de milieux humides (habitat d'alimentation) constitue la principale conséquence. |
| 2.2 | Plantations pour la production de bois et de pâte | | | | | | |
| 2.3 | Élevage de bétail | | Négligeable | Grande (31-70 %) | Négligeable ou déclin < 1 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Surpâturage dans les zones riveraines. L'enchevêtrement dans les fils barbelés constitue également une préoccupation potentielle. La portée est grande, et, même si elles sont rares, les occurrences risquent d'être mortelles. |
| 2.4 | Aquaculture en mer et en eau douce | | | | | | |
| 3 | Production d'énergie et exploitation minière | B | Élevé | Généralisée-grande | Élevée ou déclin de 31 à 70 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | |
| 3.1 | Forage pétrolier et gazier | | | | | | La pollution sonore est un sujet de préoccupation, mais elle est abordée à la menace 6.3. |
| 3.2 | Exploitation de mines et de carrières | | | | | | La pollution sonore est un sujet de préoccupation, mais elle est abordée à la menace 6.3. |
| 3.3 | Énergie renouvelable | B | Élevé | Généralisée-grande | Élevée ou déclin de 31 à 70 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Les collisions avec des éoliennes représentent une menace importante; elles causent la mortalité de nombreuses chauves-souris rousses de l'Est (mais ce n'est pas aussi problématique que pour la chauve-souris cendrée). On prévoit que le développement du secteur de l'énergie éolienne connaîtra un essor important. |
| 4 | Corridors de transport et de service | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | |
| 4.1 | Routes et voies ferrées | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | L'augmentation de la densité routière et la construction de routes peuvent éliminer de l'habitat. Il arrive aussi, à l'occasion, que des chauves-souris soient heurtées par des véhicules. |
| 4.2 | Lignes de services publics | | | | | | |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiété | Commentaires |
|--------|---|------------------|-------------|---------------------------|---|-----------------------------------|--|
| 4.3 | Voies de transport par eau | | | | | | |
| 4.4 | Corridors aériens | | | | | | |
| 5 | Utilisation des ressources biologiques | D | Faible | Restreinte-petite | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | |
| 5.1 | Chasse et capture d'animaux terrestres | | | | | | |
| 5.2 | Cueillette de plantes terrestres | | | | | | |
| 5.3 | Exploitation forestière et récolte du bois | D | Faible | Restreinte-petite | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Perte d'habitat et mortalité directe causées par l'abattage d'arbres. La perte de forêts anciennes n'est pas un sujet de préoccupation, et l'éclaircie de forêts matures peut être bénéfique pour la chauve-souris rousse de l'Est, qui utilise les arbres à feuilles caduques plus que la chauve-souris cendrée et la chauve-souris argentée. |
| 5.4 | Pêche et récolte de ressources aquatiques | | | | | | |
| 6 | Intrusions et perturbations humaines | | | | | | |
| 6.1 | Activités récréatives | | | | | | |
| 6.2 | Guerres, troubles civils et exercices militaires | | | | | | |
| 6.3 | Travail et autres activités | | | | | | |
| 7 | Modifications des systèmes naturels | BC | Élevé-moyen | Généralisée (71-100 %) | Élevée-modérée | Élevée (menace toujours présente) | |
| 7.1 | Incendies et suppression des incendies | D | Faible | Restreinte-petite | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Les conséquences sont semblables à celles de l'exploitation forestière (perte d'arbres de repos et mortalité directe). L'augmentation de l'étendue, de la gravité et de la fréquence des incendies de forêt est le résultat du réchauffement climatique, et la situation est particulièrement grave dans les régions boréales. Cependant, sa préférence pour les forêts caducifoliées signifie que la chauve-souris rousse de l'Est est probablement moins touchée par les incendies de forêt. La fumée des incendies de forêt est abordée séparément à la menace 9.5. |
| 7.2 | Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages | | | | | | |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédia-teté | Commentaires |
|--------|--|------------------|--------------|---------------------------|---|-----------------------------------|--|
| 7.3 | Autres modifications de l'écosystème | BC | | Généralisée (71-100 %) | Élevée-modérée | Élevée (menace toujours présente) | Réduction de la quantité d'insectes-proies attribuable à des causes diverses. |
| 8 | Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques | D | Faible | Petite (1-10 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | |
| 8.1 | Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes | D | Faible | Petite (1-10 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Le syndrome du museau blanc n'est pas un problème pour la chauve-souris rousse de l'Est. Le problème soulevé ici est la prédation par les chats domestiques. |
| 8.2 | Espèces indigènes problématiques | | | | | | |
| 8.3 | Matériel génétique introduit | | | | | | |
| 8.4 | Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue | | | | | | |
| 8.5 | Maladies d'origine virale ou maladies à prions | | | | | | |
| 8.6 | Maladies de cause inconnue | | | | | | |
| 9 | Pollution | CD | Moyen-faible | Généralisée (71-100 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | Gravité accrue pour la synthèse de l'impact afin de tenir compte des effets cumulatifs. |
| 9.1 | Eaux usées domestiques et urbaines | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Les polluants d'origine domestique pourraient être un sujet de préoccupation, surtout aux sources ponctuelles comme les étangs d'épuration que les chauves-souris peuvent utiliser pour se nourrir ou s'abreuver. |
| 9.2 | Effluents industriels et militaires | D | Faible | Généralisée -grande | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Même chose que ci-dessus pour ce qui est des polluants industriels. |
| 9.3 | Effluents agricoles et sylvicoles | D | Faible | Généralisée -grande | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | La perte d'insectes-proies attribuable aux pesticides utilisés en exploitation forestière est évaluée à la menace 7.3. Les conséquences directes sont difficiles à quantifier. Il s'agit d'insectivores aériens stricts, de grande longévité, qui migrent vers les régions du sud (p. ex. les États-Unis) où le déclin des insectes aériens a été important. |
| 9.4 | Déchets solides et ordures | | | | | | Les microplastiques pourraient être un sujet de préoccupation, mais ils sont évalués à la menace 9.1. |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiate | Commentaires |
|--------|--|------------------|--|---------------------------|---|-----------------------------------|---|
| 9.5 | Polluants atmosphériques | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Le mercure et la fumée des incendies de forêt sont deux préoccupations principales. La bioaccumulation d'autres métaux lourds et d'autres polluants provenant des insectes-proies est un sujet de préoccupation, étant donné que la chauve-souris rousse de l'Est est une espèce longévive. |
| 9.6 | Apports excessifs d'énergie | D | Faible | Généralisée -grande | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Bruit. Le bruit combiné de toutes les industries qui sont des sources de bruit (p. ex. exploitation minière, gazière, pétrolière et forestière) peut nuire à l'efficacité de l'écholocation et rendre l'habitat inutilisable pour l'alimentation. |
| 10 | Phénomènes géologiques | | | | | | |
| 10.1 | Volcans | | | | | | |
| 10.2 | Tremblements de terre et tsunamis | | | | | | |
| 10.3 | Avalanches et glissements de terrain | | | | | | |
| 11 | Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |
| 11.1 | Déplacement et altération de l'habitat | | Non calculé (en dehors de la période d'évaluation) | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Faible (à long terme) | Aucun de ces changements provoqués par les changements climatiques n'est susceptible d'avoir des effets négatifs à court terme sur la chauve-souris rousse de l'Est à l'échelle de la population. |
| 11.2 | Sécheresses | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |
| 11.3 | Températures extrêmes | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |
| 11.4 | Tempêtes et inondations | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).

Annexe 3. Évaluation des menaces pesant sur la chauve-souris argentée au Canada.

| TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES | | | | | |
|--|--|-----------------------------|---|---------------------------------|------------------------|
| Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème | <i>Lasionycteris noctivagans</i> | Identification de l'élément | | Nom français | Chauve-souris argentée |
| Date de la version : | 13 août 2021 | | | | |
| Évaluateurs pour cette version : | Kristiina Ovaska, Stephen Petersen, Erin Baerwald, Cory Olson, Elizabeth Gillis, Fanie Pelletier, Donald Sam, Thomas Jung, Lynne Burns, Lisa Wilkinson, Kristin Cline, Pierre-Andre Bernier, Adam Grotoli, Courtney Baldo, Dana Green, Jolene Laverty, Emma Pascoe | | | | |
| Références : | Rapport de situation du COSEPAC, version provisoire | | | | |
| Durée d'une génération : | 2 à 4 ans (durée de 4 ans utilisée par les participants à la téléconférence) | | | | |
| Guide pour le calcul de l'impact global des menaces : | | | Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact | | |
| | Impact des menaces | | Maximum de la plage d'intensité | Minimum de la plage d'intensité | |
| | A | Très élevé | 0 | 0 | |
| | B | Élevé | 2 | 1 | |
| | C | Moyen | 1 | 1 | |
| | D | Faible | 4 | 5 | |
| Impact global des menaces calculé : | | | Très élevé | Élevé | |
| Impact global des menaces attribué : | | | AB = Très élevé-élevé | | |
| Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications : | | | | | |
| Impact global des menaces – commentaires : | | | Les menaces sont nombreuses et cumulatives; cependant, l'impact global des menaces dépend en grande partie de la menace que représente le développement du secteur de l'énergie éolienne. La portée et la gravité des autres menaces potentielles (p. ex. les maladies) sont inconnues et n'ont pas été estimées. | | |

| Menace | Impact (calculé) | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|---|------------------|---------------------------|---|-----------------------------------|---|
| 1 Développement résidentiel et commercial | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | |
| 1.1 Zones résidentielles et urbaines | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Les nouveaux projets de développement résidentiel et urbain ont probablement des effets variés sur la chauve-souris argentée; la perte d'arbres de repos rendra non convenables certaines zones importantes. D'autre part, la plantation d'arbres pour que les zones urbaines soient plus vertes compense la perte nette d'arbres dans une certaine mesure. |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|--------|---|------------------|-------------|---------------------------|--|-----------------------------------|--|
| 1.2 | Zones commerciales et industrielles | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | Semblable à ce qui a été décrit ci-dessus, mais peut-être avec moins d'atténuation par la plantation ou la préservation d'arbres. L'accent est peut-être davantage sur la perte de milieux humides comme habitat d'alimentation. |
| 1.3 | Zones touristiques et récréatives | | | | | | |
| 2 | Agriculture et aquaculture | D | Faible | Restreinte-petite | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | |
| 2.1 | Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois | D | Faible | Restreinte-petite | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | Cette menace varie probablement selon la région, l'impact étant plus important dans l'ouest où il y a une augmentation de la conversion des terres pour l'agriculture, et l'impact est probablement négligeable en Ontario et vers l'est où la conversion de champs abandonnés en forêts fournit une superficie de plus en plus grande d'habitat. La perte d'arbres de repos et de milieux humides (habitat d'alimentation) constitue la principale conséquence. |
| 2.2 | Plantations pour la production de bois et de pâte | | | | | | |
| 2.3 | Élevage de bétail | | Négligeable | Grande (31-70 %) | Négligeable ou déclin < 1 % de la pop | Élevée (menace toujours présente) | Surpâturage dans les zones riveraines. L'enchevêtrement dans les fils barbelés constitue également une préoccupation potentielle. La portée est grande, et, même si elles sont rares, les occurrences risquent d'être mortelles. Aucune mention d'individus pris dans des barbelés pour la chauve-souris argentée, mais il y en a pour d'autres espèces de chauves-souris migratrices. |
| 2.4 | Aquaculture en mer et en eau douce | | | | | | |
| 3 | Production d'énergie et exploitation minière | B | Élevé | Grande (31-70 %) | Élevée ou déclin de 31 à 70 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | |
| 3.1 | Forage pétrolier et gazier | | | | | | La pollution sonore est un sujet de préoccupation, mais elle est abordée à la menace 6.3. |
| 3.2 | Exploitation de mines et de carrières | | | Inconnue | Extrême ou déclin de 71 à 100 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | La pollution sonore est un sujet de préoccupation, mais elle est abordée à la menace 6.3. |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|--------|--|------------------|---------|---------------------------|--|-----------------------------------|---|
| 3.3 | Énergie renouvelable | B | Élevé | Grande (31-70 %) | Élevée ou déclin de 31 à 70 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Les collisions avec des éoliennes représentent une menace importante; elles causent la mortalité de nombreuses chauves-souris argentées (mais ce n'est pas aussi problématique que pour la chauve-souris cendrée ou la chauve-souris rousse de l'Est). On prévoit que le développement du secteur de l'énergie éolienne connaîtra un essor important. |
| 4 | Corridors de transport et de service | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | |
| 4.1 | Routes et voies ferrées | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | L'augmentation de la densité routière et la construction de routes peuvent éliminer de l'habitat. Il arrive aussi, à l'occasion, que des chauves-souris soient heurtées par des véhicules. |
| 4.2 | Lignes de services publics | | | | | | |
| 4.3 | Voies de transport par eau | | | | | | |
| 4.4 | Corridors aériens | | | | | | |
| 5 | Utilisation des ressources biologiques | D | Faible | Restreinte (11-30 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | |
| 5.1 | Chasse et capture d'animaux terrestres | | | | | | |
| 5.2 | Cueillette de plantes terrestres | | | | | | |
| 5.3 | Exploitation forestière et récolte du bois | D | Faible | Restreinte (11-30 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | Perte d'habitat et mortalité directe causée par l'abattage d'arbres. La perte de forêts anciennes est un sujet de préoccupation. |
| 5.4 | Pêche et récolte de ressources aquatiques | | | | | | |
| 6 | Intrusions et perturbations humaines | | Inconnu | Inconnue | Élevée-légère | Élevée (menace toujours présente) | |
| 6.1 | Activités récréatives | | | Inconnue | Élevée-légère | Élevée (menace toujours présente) | La spéléologie peut perturber les chauves-souris en hibernation ou au repos. |
| 6.2 | Guerres, troubles civils et exercices militaires | | | | | | |
| 6.3 | Travail et autres activités | | | | | | |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|--------|--|------------------|--------------|---------------------------|---|-----------------------------------|--|
| 7 | Modifications des systèmes naturels | BC | Élevé-moyen | Généralisée (71-100 %) | Élevée-moderée | Élevée (menace toujours présente) | |
| 7.1 | Incendies et suppression des incendies | D | Faible | Grande-restreinte | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Les conséquences sont semblables à celles de l'exploitation forestière (perte d'arbres de repos et mortalité directe). L'augmentation de l'étendue, de la gravité et de la fréquence des incendies de forêt est le résultat du réchauffement climatique, et la situation est particulièrement grave dans les régions boréales. La fumée des incendies de forêt est abordée séparément à la menace 9.5. |
| 7.2 | Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages | | | | | | |
| 7.3 | Autres modifications de l'écosystème | BC | Élevé-moyen | Généralisée (71-100 %) | Élevée-moderée | Élevée (menace toujours présente) | Réduction de la quantité d'insectes-proies attribuable à des causes diverses. |
| 8 | Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques | D | Faible | Petite (1-10 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | |
| 8.1 | Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes | D | Faible | Petite (1-10 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | Le syndrome du museau blanc pourrait être un problème pour la chauve-souris argentée, mais le risque que cela représente n'est pas clair. La prédation par les chats domestiques pourrait être un problème. |
| 8.2 | Espèces indigènes problématiques | | | | | | |
| 8.3 | Matériel génétique introduit | | | | | | |
| 8.4 | Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue | | | | | | |
| 8.5 | Maladies d'origine virale ou maladies à prions | | | | | | |
| 8.6 | Maladies de cause inconnue | | | | | | |
| 9 | Pollution | CD | Moyen-faible | Généralisée (71-100 %) | Modérée-légère | Élevée (menace toujours présente) | Gravité accrue pour la synthèse de l'impact afin de tenir compte des effets cumulatifs. |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|--------|--|------------------|---------|---------------------------|---|-----------------------------------|--|
| 9.1 | Eaux usées domestiques et urbaines | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Les polluants d'origine domestique pourraient être un sujet de préoccupation, surtout aux sources ponctuelles comme les étangs d'épuration que les chauves-souris peuvent utiliser pour se nourrir ou s'abreuver. |
| 9.2 | Effluents industriels et militaires | D | Faible | Généralisée-grande | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Même chose que ci-dessus pour ce qui est des polluants industriels. |
| 9.3 | Effluents agricoles et sylvicoles | D | Faible | Généralisée-grande | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | La perte d'insectes-proies attribuable aux pesticides utilisés en exploitation forestière est évaluée à la menace 7.3. Les conséquences directes sont difficiles à quantifier. Il s'agit d'insectivores aériens stricts, de grande longévité, qui migrent vers les régions du sud (p. ex. les États-Unis) où le déclin des insectes aériens a été important. |
| 9.4 | Déchets solides et ordures | | | | | | Les microplastiques pourraient être un sujet de préoccupation, mais ils sont évalués à la menace 9.1. |
| 9.5 | Polluants atmosphériques | D | Faible | Généralisée (71-100 %) | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Le mercure et la fumée des incendies de forêt sont deux préoccupations principales. La bioaccumulation d'autres métaux lourds et d'autres polluants provenant des insectes-proies est un sujet de préoccupation, étant donné que la chauve-souris argentée est une espèce longévive. |
| 9.6 | Apports excessifs d'énergie | D | Faible | Généralisée-grande | Légère ou déclin de 1 à 10 % de la pop. | Élevée (menace toujours présente) | Bruit : le bruit combiné de toutes les industries qui sont des sources de bruit (p. ex. exploitation minière, gazière, pétrolière et forestière) peut nuire à l'efficacité de l'écholocation et rendre l'habitat inutilisable pour l'alimentation. |
| 10 | Phénomènes géologiques | | | | | | |
| 10.1 | Volcans | | | | | | |
| 10.2 | Tremblements de terre et tsunamis | | | | | | |
| 10.3 | Avalanches et glissements de terrain | | | | | | |
| 11 | Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|--------|--|------------------|--|---------------------------|----------------------------|-----------------------------------|--|
| 11.1 | Déplacement et altération de l'habitat | | Non calculé (en dehors de la période d'évaluation) | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Faible (à long terme) | Aucun de ces changements provoqués par les changements climatiques n'est susceptible d'avoir des effets négatifs à court terme sur la chauve-souris argentée à l'échelle de la population. |
| 11.2 | Sécheresses | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |
| 11.3 | Températures extrêmes | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |
| 11.4 | Tempêtes et inondations | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Élevée (menace toujours présente) | |

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).