Document généré le 13 août 2025 07:03

Le Naturaliste canadien

Le Programme de surveillance des oiseaux nicheurs de la Forêt Montmorency : une nouvelle source de tendances des populations d'oiseaux nicheurs pour la forêt boréale au Québec

André Desrochers et Bruno Drolet

Volume 141, numéro 2, été 2017

URI : https://id.erudit.org/iderudit/1039737ar
DOI : https://doi.org/10.7202/1039737ar

Aller au sommaire du numéro

Éditeur(s)

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (imprimé)
1929-3208 (numérique)

Découvrir la revue

Citer cet article

Desrochers, A. & Drolet, B. (2017). Le Programme de surveillance des oiseaux nicheurs de la Forêt Montmorency : une nouvelle source de tendances des populations d'oiseaux nicheurs pour la forêt boréale au Québec. *Le Naturaliste canadien*, *141*(2), 61–74. https://doi.org/10.7202/1039737ar

Résumé de l'article

La surveillance des populations d'oiseaux nicheurs de la forêt boréale est une mission tout aussi importante que difficile à réaliser. Malgré la diversité des programmes de surveillance d'oiseaux, les tendances des populations des oiseaux de la forêt boréale québécoise demeurent imprécises. Nous présentons une nouvelle série d'estimations de tendances, provenant de la Forêt Montmorency, située en forêt boréale, dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc au nord de la ville de Québec. L'abondance de la plupart des espèces recensées, peu importe le stade de succession forestière, est stable ou en hausse depuis 1995. Ces tendances semblent découler de changements locaux dans les habitats, tels que l'historique des coupes forestières. Par ailleurs, les tendances obtenues à la Forêt Montmorency concordent faiblement, mais généralement de manière positive, avec celles obtenues pour des périodes similaires, par le Relevé des oiseaux nicheurs (BBS) et les observatoires d'oiseaux de Tadoussac et de McGill. Les tendances de populations de ce nouveau programme de surveillance suggèrent une forte variation régionale de la situation des espèces ou une possible méconnaissance de l'état réel des populations d'oiseaux en raison d'un suivi insuffisant dans l'ensemble de la forêt boréale.

Tous droits réservés © La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada, 2017

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter en ligne.

https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/

Cet article est diffusé et préservé par Érudit.

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche.

https://www.erudit.org/fr/

Le Programme de surveillance des oiseaux nicheurs de la Forêt Montmorency : une nouvelle source de tendances des populations d'oiseaux nicheurs pour la forêt boréale au Québec

André Desrochers et Bruno Drolet

Résumé

La surveillance des populations d'oiseaux nicheurs de la forêt boréale est une mission tout aussi importante que difficile à réaliser. Malgré la diversité des programmes de surveillance d'oiseaux, les tendances des populations des oiseaux de la forêt boréale québécoise demeurent imprécises. Nous présentons une nouvelle série d'estimations de tendances, provenant de la Forêt Montmorency, située en forêt boréale, dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc au nord de la ville de Québec. L'abondance de la plupart des espèces recensées, peu importe le stade de succession forestière, est stable ou en hausse depuis 1995. Ces tendances semblent découler de changements locaux dans les habitats, tels que l'historique des coupes forestières. Par ailleurs, les tendances obtenues à la Forêt Montmorency concordent faiblement, mais généralement de manière positive, avec celles obtenues pour des périodes similaires, par le Relevé des oiseaux nicheurs (BBS) et les observatoires d'oiseaux de Tadoussac et de McGill. Les tendances de populations de ce nouveau programme de surveillance suggèrent une forte variation régionale de la situation des espèces ou une possible méconnaissance de l'état réel des populations d'oiseaux en raison d'un suivi insuffisant dans l'ensemble de la forêt boréale.

Mots clés : Forêt Montmorency, oiseaux, Québec, sapinière, tendances, stations d'écoute

Abstract

Monitoring of breeding bird populations in the boreal forest is an important but difficult task, and despite the wide range of bird surveys conducted in Québec (Canada), population trends for this region remain imprecise. The present study provides a new set of trend estimates based on a 20-year dataset from the Forêt Montmorency, located in the boreal forest zone (balsam fir—white birch domain), 70 km north of Québec City. Regardless of preferred forest successional stage, the abundance of most species recorded in this area has remained stable or increased since 1995. These trends appear to be linked to recent local changes in habitats, such as forest management. The population trends for the Forêt Montmorency concord weakly, but generally positively, with those obtained over a similar time period by the Breeding Bird Survey, and by the Tadoussac and McGill bird observatories. The population trends from this monitoring program suggest either a strong regional variation in the status of the species considered, or a possible misunderstanding of the actual status of bird populations due to insufficient monitoring throughout the boreal forest.

Keywords: balsam fir forest, birds, Forêt Montmorency, point counts, Québec, trends

Introduction

La vaste superficie des forêts boréales du Québec leur confère un rôle important dans la conservation des oiseaux nichant en Amérique du Nord (Berlanga et collab., 2010). Approximativement 300 à 500 millions d'oiseaux représentant environ 180 espèces migrent chaque année des États-Unis et de l'Amérique latine vers le Québec pour s'y reproduire (Wells et collab., 2014). L'isolement de ce territoire par rapport aux régions densément peuplées pose toutefois d'énormes défis quand vient le temps d'évaluer la répartition et la tendance des populations d'oiseaux qui l'utilisent (Falardeau, 2009; Machtans et collab., 2014). Pourtant, une telle évaluation est pertinente, voire urgente dans le contexte actuel de gestion des espèces en déclin ou menacées (ICOAN, 2016; Rosenberg et collab., 2016; COSEPAC, 2017). Par exemple, plusieurs espèces à large répartition telles que l'engoulevent d'Amérique (*Chordeiles minor*), le moucherolle à côtés olive (*Contopus cooperi*), l'hirondelle de rivage (*Riparia riparia*) et le quiscale rouilleux (*Euphagus carolinus*) ont désormais le statut d'espèce en péril.

André Desrochers, Ph. D., est professeur titulaire en écologie animale à la Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique à l'Université Laval. Fellow de l'American Ornithologists' Union et vice-président du regroupement QuébecOiseaux.

andre.desrochers@sbf.ulaval.ca

Bruno Drolet, M. Sc., est biologiste principal au Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada. Il y est responsable de la conservation des oiseaux terrestres des milieux forestiers pour le Québec. Ancien directeur de l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac (2003 à 2005), il préside le comité directeur du Réseau canadien de surveillance des migrations depuis plusieurs années.

La surveillance des oiseaux forestiers qui nichent au Québec se fait de plusieurs manières. Le principal outil est le Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord (*Breeding Bird Survey*, BBS), un programme nord-américain en vigueur au Québec depuis les années 1960. Ce programme repose sur la participation de bénévoles et prévoit le dénombrement des oiseaux chanteurs à des stations d'écoute situées le long de routes carrossables (Sauer et collab., 2014). Au Québec, les données du BBS proviennent surtout de la forêt tempérée, près des lieux habités (Falardeau, 2009). En plus de ce programme géographiquement extensif, le Réseau canadien de surveillance des migrations constitue un programme de suivi complémentaire pour la forêt boréale. Ce réseau regroupe les principaux observatoires d'oiseaux, dont au Québec ceux de McGill (Gahbauer et Hudson, 2004) et de Tadoussac (Berthiaume et collab., 2009; Ibarzabal et collab., 2009). Bien que ces observatoires soient situés au sud de la forêt boréale coniférienne, ils fournissent des données d'abondance inédites (lors de la migration) pour les espèces nichant dans cet écosystème, lesquelles sont associées à des régions très peu couvertes par les autres programmes (Dunn et collab., 2005a; Hobson et collab., 2015).

Enfin, les ornithologues amateurs contribuent de plus en plus à l'avancement de nos connaissances sur les oiseaux forestiers du Québec, par le biais des atlas des oiseaux nicheurs, du Recensement des oiseaux de Noël (Dunn et collab., 2005b), de différentes interfaces Web comme *eBird* (Sullivan et collab., 2009) et d'une suite de programmes spécifiques, tels que le suivi des nids d'oiseaux ou l'inventaire des hiboux nocturnes (Études d'Oiseaux Canada, 2017a) ainsi que le suivi des espèces en péril – SOSPOP (RQO, 2017). Bien que l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec soit un programme périodique qui se concentre par définition sur la répartition des espèces, la comparaison des deux éditions (Gauthier et Aubry, 1995; Atlas des oiseaux nicheurs du Québec, 2017) permet de mesurer l'étendue des changements. Enfin, le Projet de modélisation de l'avifaune boréale s'est implanté comme un outil majeur d'analyse des populations sur toute la forêt boréale du Canada (BAM, 2017). Ce projet s'appuie sur des données de stations d'écoute amassées au fil des années par un grand nombre de projets scientifiques (Cumming et collab., 2010).

Devant cette diversité de sources d'information, on pourrait croire que notre connaissance des tendances de populations des oiseaux forestiers sur le territoire Québécois est précise. Or ce n'est pas le cas, pour plusieurs raisons. En premier lieu, la majorité du territoire forestier du Québec est difficile d'accès et insuffisamment couvert par les programmes de surveillance existants. De plus, la couverture temporelle varie grandement selon les régions. Ainsi, bien que des tendances soient disponibles pour les oiseaux forestiers, principalement via le BBS, la portée de ces informations n'inclut généralement pas la forêt boréale, ou ces informations sont souvent drapées d'une grande incertitude (Environnement Canada, 2014). Malgré la sophistication des outils statistiques, la fiabilité des informations demeure difficile à établir de manière indépendante, tout particulièrement pour la forêt boréale (Machtans et collab., 2014).

Dans ce contexte, nous présentons ici une nouvelle source de données de tendance des populations d'oiseaux en forêt boréale : le Programme de surveillance des oiseaux nicheurs de la Forêt Montmorency, et nous explorons le lien entre ces tendances et l'association des oiseaux aux divers stades de succession de la forêt. De plus, nous faisons un premier survol de la concordance des tendances estimées avec celles de sources indépendantes liées à la forêt boréale : le BBS, l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac (OOT) et l'Observatoire d'oiseaux de McGill (OOM). Nous nous concentrons sur les oiseaux nicheurs de la sapinière boréale, représentée dans la région de conservation des oiseaux 12 (ICOAN, 2016).

Matériel et méthodes

Relevés à la Forêt Montmorency

Fondée en 1964, alors d'une superficie de 66 km^2, la Forêt Montmorency est devenue en 2014 la plus grande forêt d'enseignement et de recherche au monde, couvrant désormais 412 km^2 (Kinnard, 2014; figure 1). Il s'agit d'une sapinière boréale humide dans laquelle les influences de la sapinière à bouleau jaune se font sentir au sud, et celles de la pessière à mousses, au nord. Une analyse quantitative des cartes écoforestières du troisième et du quatrième inventaire décennal (Létourneau, 2000), ainsi que des données plus récentes provenant de l'Université Laval (inventaires forestiers, Julie Bouliane, communication personnelle), a été réalisée par programmation Arc Python (ESRI, 2010). Cette analyse dresse un portrait de l'évolution du couvert forestier (figure 2). Le secteur original de la forêt (66 km^2) est dominé par une approche d'aménagement qui favorise l'établissement de peuplements équiens de petite taille, dite « en mosaïque » (Bélanger, 2001). Cet aménagement s'est traduit par une relative stabilité des strates d'âge, donc de la structure verticale, de la forêt, mais par une quasi-absence de vieilles forêts (90 ans et plus). Par contre, dans la partie de la Forêt Montmorency au nord de la « forêt mosaïque », soit le secteur du lac des Neiges (286 km^2), le tournant des années 2000 s'est soldé par un net recul des forêts de 30 ans et plus, à la suite des vastes coupes qui ont été pratiquées à cet endroit. On y assiste actuellement à un rétablissement du couvert forestier.

Les inventaires d'oiseaux à la Forêt Montmorency ont été réalisés durant 18 années de 1995 à 2016, totalisant 5 838 stations d'écoute à rayon illimité. Celles-ci ont été réalisées du 1er juin au 25 juillet dans 2 840 stations, soit de 99 à 367 stations annuellement (figure 1). Les stations étaient localisées selon différents protocoles avant 2010, en raison de la diversité des projets auxquels elles étaient associées. Depuis 2010, les stations sont regroupées par grappes de 8 en moyenne, le long de chemins forestiers. Ces grappes sont réparties de manière à prioriser les secteurs qui n'ont pas été échantillonnés précédemment de façon à avoir globalement une meilleure couverture de la Forêt Montmorency. Les stations d'écoute étaient visitées de 1 à 4 fois (plus d'une fois

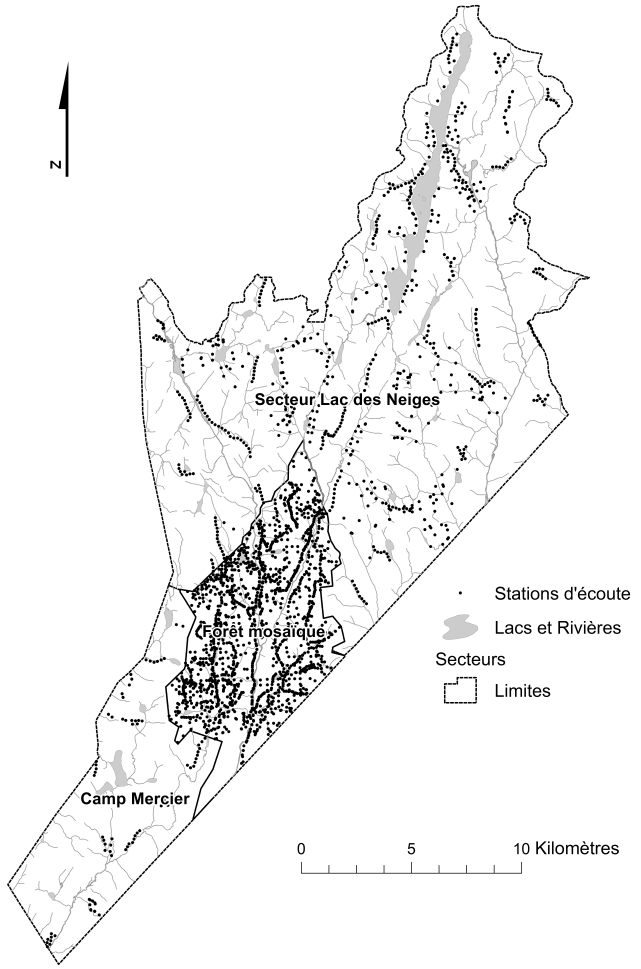

Figure 1. Carte de la répartition des stations d'écoute, 1995-2016, à la Forêt Montmorency. Cette forêt d'enseignement et de recherche de l'Université Laval est située en forêt boréale, dans le massif des Laurentides, au nord de la ville de Québec.

Source : cartes écoforestières du 3e et du 4e inventaire décennal (Létourneau, 2000), ainsi que des données plus récentes provenant de l'Université Laval (inventaires forestiers, Julie Bouliane, communication personnelle)

dans 32 % des cas) et leur durée variait de 5 à 30 minutes, en raison d'objectifs de recherche différents selon les années. De même, les observateurs ont varié lors de l'étude (n = 37). Toutefois, nous n'avons pas tenu compte de cette dernière source de variabilité et, vu la faible diversité en espèces, nous présumons que la variation de compétence n'a pas influencé les conclusions. Une particularité des stations d'écoute à la Forêt Montmorency est qu'elles étaient souvent (dans 72 % des cas) accompagnées de repasses d'enregistrements de cris de houspillage par des mésanges à tête noire (*Poecile atricapillus*), dans le but d'augmenter les contacts visuels avec les oiseaux, facilitant ainsi l'identification et la mesure du comportement parental (non traité ici; détails dans Rae et collab., 2015).

Données de comparaison

Le BBS vise à dénombrer, du 28 mai au 7 juillet, les oiseaux nicheurs entendus ou vus, le long de parcours routiers de 39,2 km, chacun comptant 50 arrêts de 3 minutes, espacés de 0,8 km (Robbins et collab., 1986). Ces parcours sont déterminés au hasard à l'intérieur de blocs d'un degré de latitude et de longitude, et considérés comme l'unité d'échantillonnage de base du BBS (Robbins et collab., 1986; Environnement Canada, 2016). Les parcours sont effectués par le même participant lors du plus grand nombre possible d'années consécutives, de façon à réduire l'effet de la variabilité de l'observateur sur les estimations des tendances. Les tendances du BBS sont estimées à partir d'un modèle bayésien hiérarchique qui tient compte de divers facteurs comme les effets de la variation parmi les observateurs et les parcours, les effets de la première année d'observation, les variations de la tendance et de l'abondance parmi les strates et la variation annuelle par rapport à la tendance à long terme (Environnement Canada, 2014). Les tendances sont analysées en fonction des régions de conservation des oiseaux (RCO) et, pour une espèce donnée, seules les strates ayant suffisamment de données sont incluses dans l'analyse. Dans le cadre de cette étude, les tendances des populations des oiseaux proviennent de la RCO 12 (composée

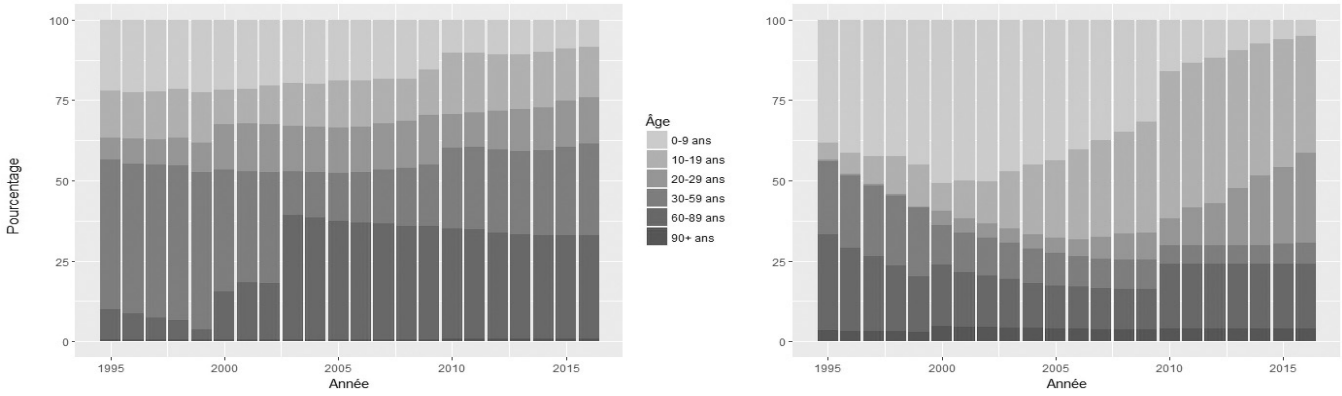

Figure 2. Évolution des classes d'âge de peuplements dans deux secteurs de la Forêt Montmorency (1995-2016). Données tirées des cartes écoforestières du 3e et du 4e inventaire décennal (Létourneau, 2000), réduites en format matriciel de 10 m de résolution. À gauche : le secteur original (66 km²), dit « mosaïque »; à droite : le secteur du lac des Neiges (286 km²). Les classes d'âges correspondent à la coupe récente (de 0 à 9 ans), la régénération basse (de 10 à 19 ans), la régénération haute (de 20 à 29 ans), la jeune forêt fermée (de 30 à 59 ans), la forêt mature (de 60 à 89 ans) et la vieille forêt (90 ans et plus).

principalement de sapinières), dans laquelle on trouve la Forêt Montmorency et la majorité des parcours du BBS prévus en forêt boréale (27 des 37 routes, Falardeau 2009).

L'OOM, fondé en 2004, se situe sur le territoire du *Stoneycroft Wildlife Area*, une station de recherche de l'Université McGill qui se trouve à Sainte-Anne-de-Bellevue, sur l'île de Montréal, au Québec (Gahbauer et Hudson, 2004). D'une taille de 22 hectares, le site se compose d'une forêt décidue mature, ainsi que de peuplements de sumac vinaigrier (*Rhus typhina*) et d'aubépine (*Crataegus* sp.). On y trouve également des zones humides et les vestiges d'un ancien verger (Bardo et collab., 2003). Les programmes de recherche de l'OOM se déroulent au printemps et à l'automne et suivent le protocole du Réseau canadien de surveillance des migrations qui comprend, sur une base quotidienne, des activités de baguage, un recensement suivant une boucle (sentier) prédéterminée ainsi que le sommaire d'observations supplémentaires (Gahbauer et Hudson, 2004). Les programmes printaniers et automnaux suivent un protocole standardisé depuis 2006 et se déroulent du 28 mars au 5 juin et du 1er août au 30 octobre. Dans le cadre de la présente étude, des estimations de tendances des populations ont été utilisées pour 32 espèces à partir des données récoltées au printemps et à l'automne. Les indices annuels ont été obtenus auprès d'Études d'Oiseaux Canada, et proviennent de modèles hiérarchiques bayésiens avec structure d'erreur Poisson ou binomiale négative (Études d'Oiseaux Canada, 2017b).

L'OOT effectue ses travaux de recherche aux dunes de Tadoussac depuis 1993. Ce site, situé dans les limites du parc national du Saguenay, à 5 km au nord-est du village de Tadoussac, comprend des milieux ouverts sur sol sablonneux. La végétation se compose d'une strate herbacée dispersée dominée par l'élyme des sables (*Elymus mollis*) et la potentille à feuilles tridentées (*Potentilla tridentata*). On trouve également quelques bosquets d'aulne crispé (*Alnus crispa*). Des plantations de pins gris (*Pinus banksiana*), de pins rouges (*Pinus resinosa*), de pins blancs (*Pinus strobus*), d'épinettes blanches (*Picea glauca*) et d'épinettes de Norvège (*Picea abies*) se retrouvent au nord du belvédère d'observation où sont effectués les relevés visuels automnaux (Limoges, 2002). Ce belvédère surplombe la baie du Moulin-à-Baude et offre une vue panoramique de l'estuaire du Saint-Laurent. Des relevés visuels effectués par un seul observateur (dont l'identité a peu changé au fil des années) sont menés de façon standardisée chaque automne, du 24 août au 25 novembre (Côté, 2016). Lorsque les conditions météorologiques sont favorables (sans précipitations ni brouillard) ainsi que les vents (particulièrement de l'ouest et du nord-ouest), un minimum de 7 heures de recensement, soit de 7 h à 14 h HAE, sont effectuées, peu importe le débit de la migration. Sinon, pour les mois d'août, de septembre et d'octobre, lorsque la température le permet, mais que les vents ne sont pas favorables (provenant du secteur sud-ouest en sens antihoraire jusqu'au secteur nord-est) un minimum de 5 heures de recensement par jour, soit de 7 h à 12 h HAE, sont effectuées. Indépendamment de l'origine des vents, les recensements continuent chaque heure durant laquelle au moins 10 rapaces sont dénombrés, ou que la migration de passereaux est très forte, et ce, sans aller au-delà de 17 h HAE. À partir du 1er novembre, les recensements débutent à 8 h HAE afin de s'adapter à l'heure tardive du lever du soleil. Les relevés prennent alors fin à 13 h HAE. Les indices annuels utilisés pour les analyses de concordance ont été obtenus à partir des données des relevés visuels automnaux et calculés par Études d'Oiseaux Canada (2017b) de la même manière que pour l'OOM. Les estimations de tendances des populations se sont limitées à 13 espèces de passereaux.

Calcul et concordance des tendances

Les estimations de tendances des populations étant déjà disponibles pour les autres sources, seules celles de la Forêt Montmorency ont été calculées aux fins de cette étude. Nous avons retenu toutes les espèces repérées au moins 100 fois lors des 21 relevés à la Forêt Montmorency entre 1995 et 2016. Les tendances des populations des oiseaux ont été obtenues à partir de modèles hiérarchiques d'occupation de l'habitat (Mackenzie et collab., 2002). Ces modèles se basent sur la supposition que les oiseaux repérés à un endroit précis y demeurent durant la période entière considérée (ici, la saison de reproduction). Ainsi, des visites répétées au même endroit permettent d'évaluer les probabilités de détection. Un oiseau non détecté lors d'une station d'écoute, mais détecté lors d'une autre station d'écoute au même endroit, est considéré comme présent, mais non détecté. Une fois évaluées et modulées en fonction des conditions d'observation (p. ex., les heures d'observation), les probabilités de détection sont utilisées pour ajuster les estimations d'occupation du site par chaque espèce.

Dans les modèles d'occupation, nous avons tenu compte de la date (jour julien), de l'heure, de la durée et de la méthode (avec ou sans repasse d'enregistrements de cris de houspillage par des mésanges à tête noire (Corbani et collab., 2014). Les probabilités de détection résultantes sont présentées à l'annexe 1. La proportion des sites occupés a été modélisée pour chaque espèce, chaque année, en normalisant en fonction du couvert moyen (qui correspondait à 50 %) de forêts fermées de 30 ans ou plus dans un rayon de 1 km, pour tenir compte minimalement de la variation des secteurs inventoriés afin que les estimations soient comparables d'une année à l'autre, malgré une variabilité spatiale des sites. Nous avons utilisé la série de fonctions *unmarked* (Fiske et collab., 2011) du logiciel R (R Development Core Team, 2016) pour toutes les analyses d'occupation des sites à année unique (*single-season*) par les oiseaux. Les tendances ont été obtenues par les mêmes modèles hiérarchiques d'occupation de sites, mais en considérant l'année comme une variable quantitative (générant un seul coefficient de régression) plutôt que qualitative (générant un indice d'occupation pour chaque année).

Nous avons utilisé le coefficient de Kendall, *W* (Legendre, 2010), pour évaluer la concordance entre 5 estimations annuelles d'abondance provenant des 4 sources mentionnées ci-dessus (l'OOM publie des tendances pour le printemps et l'automne). Dans le cas qui nous concerne, une valeur de coefficient *W* de

0 n'indiquerait aucune concordance entre les indices annuels calculés par les différentes sources, tandis qu'une valeur de 1,0 indiquerait une concordance parfaite des rangs des indices entre les différentes sources. Les probabilités (p) associées aux valeurs de W obtenues ont été calculées à partir de distributions empiriques de 999 randomisations des données (Legendre, 2010). Nous avons aussi calculé les corrélations paramétriques (r de Pearson), deux à deux pour l'ensemble des sources de tendances. Afin de les rendre directement comparables, les indices d'abondance ont été centrés-réduits (coefficients z) par rapport à chacune des sources de données (Scherrer, 1984).

Pour évaluer l'association des espèces avec les stades de succession des peuplements forestiers, nous avons calculé la moyenne d'âge des peuplements où chaque espèce a été observée à moins de 50 m de l'observateur. L'âge moyen calculé pour chaque espèce ne reflète pas réellement l'âge de tous les peuplements fréquentés par l'espèce, car l'emplacement des stations d'écoute ne représentait pas l'ensemble des classes d'âge de manière équitable. Par conséquent, nous avons utilisé les rangs à la manière d'un indice permettant de trier de façon relative les espèces par ordre croissant d'âge de peuplement fréquenté le long du gradient de succession forestière. Pour faciliter l'interprétation, nous avons établi par consensus (suivant Drolet, 1997) le stade de succession associé à chaque espèce, afin de grouper les rangs par grandes classes d'âges de peuplement (tableau 1). Ces classes correspondent à des peuplements de structure contrastée qui sont généralement associés à des changements dans les assemblages d'oiseaux chanteurs.

Les espèces très mobiles au moment des inventaires ont été exclues de l'analyse : le bec-croisé bifascié (*Loxia leucoptera*), l'hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*), le jaseur d'Amérique (*Bombycilla cedrorum*), le mésangeai du Canada (*Perisoreus canadensis*), le roselin pourpré (*Haemorhous purpureus*) et le tarin des pins (*Spinus pinus*). En outre, la tendance pour les espèces éruptives, telles que les fringillidés, peut ne pas constituer un véritable changement de la taille d'une population d'un endroit en particulier puisqu'une proportion importante de la population peut nicher dans différentes régions d'une année à l'autre.

Tableau 1. Correspondance des rangs des espèces d'oiseaux chanteurs à la Forêt Montmorency avec le stade de succession et la classe d'âge des peuplements.

Rang	Stade de succession	Classe d'âge (ans)	Description
1 - 4	Coupe récente	0 - 9	Parterres de coupes d'essences mixtes de moins de 1 m (milieux ouverts)
5 - 7	Régénération basse	10 - 19	Parterres de coupes d'essences mixtes de 1 à 4 m (milieux arbustifs de transition)
8 - 11	Régénération haute	20 - 29	Parterres de coupe résineux ou mixtes de 5 à 7 m (milieux arbustifs de transition)
12 - 18	Jeune forêt fermée	30 - 59	Peuplements de 7 m et plus dominés par le sapin baumier ou l'épinette noire (milieux arborescents fermés)
19 - 31	Forêt mature	60 - 89	
32	Vieille forêt	90 et plus	

Dans l'ensemble des analyses, un seuil de signification avec risque d'erreur de $\alpha = 0{,}05$ a été utilisé.

Résultats et discussion

Durant l'étude, 61 974 observations d'oiseaux ont servi à calculer les tendances à la Forêt Montmorency, ce qui représente 11 espèces (26 % des observations) associées à des peuplements en régénération (moins de 30 ans) et 21 espèces associées à des forêts fermées (30 ans ou plus), dont 13 espèces (55 % des observations) associées au stade de la forêt mature (de 60 à 89 ans, tableau 2).

Moins du tiers des espèces avaient une tendance négative à la Forêt Montmorency, et aucune de ces tendances n'était significative. Par contre, le taux d'occupation de 21 espèces était significativement en hausse, dont celui de 12 espèces associées aux forêts fermées de 30 ans et plus (tableau 2 et figure 3). Les tendances temporelles annuelles des espèces observées à la Forêt Montmorency n'étaient pas corrélées avec le stade de succession (tableau 2, $n = 32$, $r = 0{,}10$, $p = 0{,}57$).

De manière générale, la concordance entre les indices annuels d'occupation (annexe 2) ou d'abondance par les 5 différentes sources de données était faible, mais significative ($W = 23{,}5$ %, $p < 0{,}001$). La corrélation entre les indices des sources de données prises deux à deux indique aussi de faibles corrélations globalement, mais 8 sur 10 étaient néanmoins positives, dont 5 significatives (tableau 3). Aussi, les concordances significatives entre les indices de l'OOT et ceux de la Forêt Montmorency ainsi qu'entre l'OOM à l'automne et les indices du BBS et de l'OOT, sont remarquables.

Évaluées espèce par espèce, les concordances entre les indices des diverses sources étaient très variables et généralement faibles, la valeur de W n'atteignant pas 25 % chez plus de la moitié des espèces et ne convergeant pas chez 2 espèces (tableau 2). Il serait pertinent d'analyser plus en profondeur les raisons de cette variabilité de concordance d'une espèce à l'autre, par exemple en utilisant une approche comparative phylogénétique (Felsenstein, 1985; Harvey et Pagel, 1991), mais cela déborde des objectifs de la présente étude.

Deux constats principaux se dégagent. Premièrement, les taux d'occupation des sites par les oiseaux nicheurs étaient généralement en hausse à la Forêt Montmorency, malgré les pratiques forestières extensives. Ce constat peut surprendre, vu les conclusions de certaines synthèses nord-américaines (Wells et collab., 2014). Cependant, une dominance de tendances à la hausse a aussi été enregistrée par Machtans et collab. (2014) dans des forêts boréales des Territoires du Nord-Ouest du Canada, ce qui suggère de fortes variations régionales ou une

Tableau 2. Tendances 1995-2016 de l'occupation des sites (ß = Coefficient de tendance annuelle), *z* = coefficient de la Loi normale et *p* = probabilité) par 32 espèces d'oiseaux rapportées au moins 100 fois à la Forêt Montmorency, et concordance (*W*) des tendances entre les données du Programme de surveillance des oiseaux nicheurs de la Forêt Montmorency, du Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord (BBS) et des observatoires des oiseaux de Tadoussac et de McGill. Les espèces ont été triées par ordre croissant de tendance annuelle. Les tendances significativement différentes de zéro ($p \leq 0,05$) sont indiquées en caractères gras. Le rang indique l'ordre des espèces en fonction de la succession forestière. Tous les modèles ont convergé sauf ceux de concordance pour la paruline obscure et le bruant à gorge blanche. Le stade de succession est fourni pour faciliter l'interprétation : CR ou coupe récente, RB ou régénération basse, RH ou régénération haute, JF ou jeune forêt fermée, FM ou forêt mature et VF ou vieille forêt.

			Tendance annuelle				Concordance	
Espèce	**Fréq.**	**Rang et stade**	**β**	**Erreur type**	***z***	***p***	***W***	***p***
Roitelet à couronne rubis (*Regulus calendula*)	3636	22 – FM	-0,217	0,115	-1,90	0,06	0,08	>0,9
Sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*)	2309	25 – FM	-0,195	0,103	-1,89	0,06	**0,40**	0,002
Viréo à tête bleue (*Vireo solitarius*)	1369	29 – FM	-0,101	0,084	-1,21	0,2	**0,52**	0,001
Pic flamboyant (*Colaptes auratus*)	127	7 – RB	-0,084	0,168	-0,50	0,6	0,17	0,7
Viréo aux yeux rouges (*Vireo olivaceus*)	159	18 – JF	-0,082	0,139	-0,59	0,6	0,34	0,08
Grive solitaire (*Catharus guttatus*)	164	12 – JF	-0,077	0,135	-0,57	0,6	0,10	0,9
Paruline obscure (*Oreothlypis peregrina*)	510	11 – RH	-0,039	0,093	-0,42	0,7		
Roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*)	3219	31 – FM	-0,038	0,070	-0,55	0,6	0,19	0,5
Paruline à poitrine baie (*Setophaga castanea*)	2134	28 – FM	-0,034	0,075	-0,45	0,7	0,15	0,8
Mésange à tête brune (*Poecile hudsonicus*)	1184	27 – FM	-0,023	0,135	-0,17	0,9	0,17	0,7
Viréo de Philadelphie (*Vireo philadelphicus*)	1763	14 – JF	**0,151**	0,063	2,39	0,02	**0,34**	0,02
Paruline flamboyante (*Setophaga ruticilla*)	1766	16 – JF	**0,152**	0,064	2,36	0,02	0,20	0,4
Paruline à gorge noire (*Setophaga virens*)	3236	30 – FM	**0,165**	0,068	2,42	0,02	0,17	0,7
Paruline rayée (*Setophaga striata*)	3249	9 – RH	**0,212**	0,065	3,28	0,001	0,15	0,8
Merle d'Amérique (*Turdus migratorius*)	674	* 19 – FM	**0,223**	0,104	2,15	0,03	0,08	>0,9
Paruline à croupion jaune (*Setophaga coronata*)	5134	24 – FM	0,283	0,228	1,24	0,2	0,10	0,9
Junco ardoisé (*Junco hyemalis*)	2497	* 21– FM	**0,298**	0,111	2,70	0,007	0,17	0,7
Paruline à joues grises (*Oreothlypis ruficapilla*)	995	15 – JF	**0,321**	0,093	3,46	0,001	**0,37**	0,009
Moucherolle tchébec (*Empidonax minimus*)	2080	5 – RB	**0,321**	0,071	4,54	<0,001	0,21	0,4
Bruant fauve (*Passerella iliaca*)	1893	8 – RH	**0,344**	0,084	4,12	<0,001	**0,37**	0,01
Paruline à tête cendrée (*Setophaga magnolia*)	4780	17 – JF	**0,374**	0,112	3,35	0,001	**0,36**	0,03
Paruline masquée (*Geothlypis trichas*)	363	1 – CR	**0,375**	0,100	3,74	<0,001	0,33	0,07
Moucherolle à ventre jaune (*Empidonax flaviventris*)	1217	20 – FM	**0,414**	0,126	3,58	<0,001	0,21	0,4
Mésange à tête noire (*Poecile atricapillus*)	371	13 – JF	**0,415**	0,128	3,26	0,001	**0,48**	0,001
Grimpereau brun (*Certhia americana*)	185	32 – VF	**0,432**	0,137	3,15	0,002	**0,51**	0,001
Bruant de Lincoln (*Melospiza lincolnii*)	611	4 – CR	**0,444**	0,085	5,25	<0,001	0,07	>0,9
Moucherolle des aulnes (*Empidonax alnorum*)	877	3 – CR	**0,507**	0,072	7,02	<0,001	0,37	0,06
Paruline triste (*Geothlypis philadelphia*)	207	6 – RB	**0,611**	0,116	5,25	<0,001	0,21	0,4
Paruline à calotte noire (*Cardellina pusilla*)	791	2 – CR	**0,751**	0,080	9,34	<0,001	0,21	0,4
Bruant à gorge blanche (*Zonotrichia albicollis*)	6706	* 10 – RH	**0,977**	0,139	7,01	<0,001		
Troglodyte des forêts (*Troglodytes hiemalis*)	2835	26 – FM	**4,828**	0,826	5,85	<0,001	0,22	0,4
Grive à dos olive (*Catharus ustulatus*)	4933	23 – FM	**4,903**	0,712	6,88	<0,001	0,13	0,8

* Le rang et le stade sont à titre indicatif, car ces espèces sont connues pour être ubiquistes.

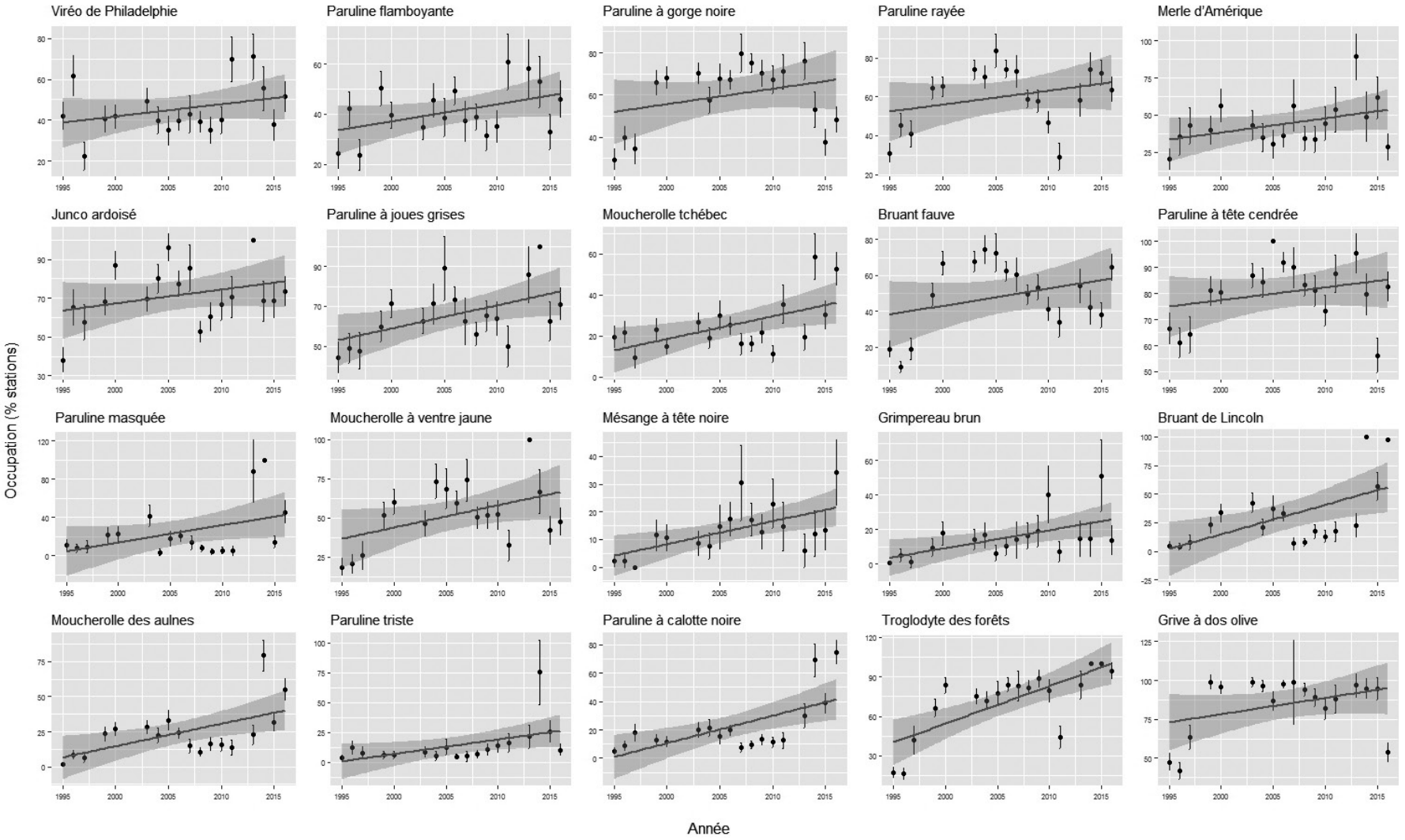

Figure 3. Tendances significativement à la hausse du taux d'occupation observé chez 20 espèces d'oiseaux à la Forêt Montmorency (1995-2016). Les barres verticales de part et d'autre des points sont les erreurs types des estimations. Les zones ombragées représentent les limites de confiance des droites de régression. Tous les modèles convergent sauf dans le cas du bruant à gorge blanche. Pour cette espèce, le modèle de tendance ne converge que lorsque que l'on considère l'année comme variable quantitative (tableau 2), mais pas, comme dans le cas ici, lorsque l'année est considérée comme variable catégorique. Les espèces sont présentées en ordre croissant de tendance annuelle selon les valeurs du tableau 2.

Tableau 3. Corrélations deux à deux (*r* de Pearson) des indices d'abondances annuels, toutes espèces confondues, du Programme de suivi des oiseaux nicheurs de la Forêt Montmorency (FMont), du Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord (BBS) et des observatoires des oiseaux de Tadoussac (OOT) et de McGill (OOM). Les tailles d'échantillon (nombres de paires d'indices) sont indiquées entre parenthèses. Les valeurs en caractères gras diffèrent significativement de 0.

	BBS	OOT automne	OOM automne	OOM printemps
FMont	0,07 (461)	**0,43** (58)	0,12 (94)	**0,12** (443)
BBS		-0,17 (58)	**0,42** (94)	**0,22** (411)
OOT automne			**0,73** (15)	0,11 (51)
OOM automne				-0,02 (44)

possible méconnaissance de l'état réel des populations d'oiseaux en forêt boréale en raison d'un suivi insuffisant. De plus, la majorité des espèces en hausse à la Forêt Montmorency sont associées aux peuplements forestiers fermés (de 30 ans ou plus). Un deuxième constat principal ressort de notre analyse : la concordance entre les tendances annuelles calculées selon différentes approches et à différentes périodes est généralement faible, bien que significative.

Qu'elles aient été mesurées dans le cadre de vastes programmes nationaux ou non, les tendances mesurées sont influencées à la fois par des facteurs locaux, régionaux et parfois éloignés de la zone couverte par l'échantillonnage. Par exemple, Huillet (2007) estimait que 27 % des tendances des populations d'oiseaux dénombrés à Québec dans le cadre du Recensement des oiseaux de Noël 1978-2006 étaient attribuables à des facteurs locaux (étalement urbain, etc.), le reste provenant de tendances non reliées spécifiquement à la région étudiée et, bien sûr, des erreurs liées à l'échantillonnage. Dans le cas de la Forêt Montmorency, l'abondance des oiseaux non-résidents peut être influencée notamment par les effets de la perte et de l'altération des habitats dans l'aire d'hivernage (Rappole et McDonald, 1994) ou les effets cumulatifs des différentes sources de mortalité d'origine anthropique, notamment les collisions et les chats (Calvert et collab., 2013). Toutefois, le principal facteur de changement associé localement à la Forêt Montmorency est probablement l'évolution locale des âges de peuplements forestiers (Drolet et collab., 1999). Les effets appréhendés des changements climatiques (Virkkala, 2016) pourraient éventuellement s'ajouter à ces effets locaux. Le secteur nord (lac des Neiges) a été le théâtre de vastes coupes totales au cours des années 1990, de sorte que depuis le début des inventaires d'oiseaux, les peuplements très jeunes ont décliné en superficie, remplacés par des peuplements en régénération, qui dominent encore à ce jour les paysages de ce secteur. Par contre, le secteur « forêt mosaïque » de la Forêt Montmorency n'a guère évolué en classes d'âges de peuplements, si ce n'est qu'un gain en peuplements matures (60 à 89 ans, figure 2). Par ailleurs, la seule épidémie sévère d'insectes à la Forêt Montmorency, durant la période considérée, s'est produite en 2014-2015 dans un secteur relativement circonscrit (4 km^2, soit 1 % de la superficie, Julie Bouliane, communication personnelle), et aucun incendie forestier n'a frappé l'aire d'étude. Il n'est donc pas surprenant que la diminution progressive des coupes récentes dans le paysage au profit de stades successoraux plus âgés se traduise par une hausse de la majorité des oiseaux de début de succession (9 espèces sur 11) et des jeunes forêts fermées (5 espèces sur 7). De plus, une relation similaire est observée chez près de la moitié des oiseaux associés aux forêts matures (6 espèces sur 13), lesquelles coïncident avec une augmentation de ce stade de succession, notamment dans le secteur « forêt mosaïque » de la Forêt Montmorency. Ces résultats suggèrent donc que les tendances des populations d'oiseaux estimées à la Forêt Montmorency répondent, du moins en partie, à des facteurs locaux et que cette influence s'observe chez des espèces de toutes les classes d'âge de forêt, ce qui n'est pas nécessairement surprenant en forêt boréale, où les espèces sont généralement bien adaptées à des perturbations récurrentes (Hunter, 1992; Drolet et collab., 1999).

La concordance entre les tendances des populations mesurées par les sources indépendantes est plutôt faible et semble dominée par la similitude des tendances calculées à l'automne par les deux observatoires. Cette similitude entre les données de l'OOT et de l'OOM demeure à explorer espèce par espèce, mais elle pourrait provenir de la plus grande variation interannuelle des nombres d'oiseaux en migration automnale.

On pourrait expliquer la non-concordance entre les données du BBS et celle de la Forêt Montmorency par les différences majeures dans l'analyse des données. Notamment, les indices de la Forêt Montmorency tiennent compte de la probabilité de détection, contrairement à ceux du BBS, alors que ces derniers tiennent compte de l'effet du changement d'observateur, contrairement à ceux de la Forêt Montmorency. Par contre, nous estimons que cette différence n'a pas de conséquence majeure, puisque les conditions d'observation du BBS sont très standardisées, ce qui limite ainsi les biais que pourraient occasionner des changements annuels dans la probabilité de détection. De plus, environ la moitié des stations d'écoute à la Forêt Montmorency étaient réalisées le long de chemins, à l'instar du BBS. Selon nous, il est plus plausible que les différences dans les indices annuels, et par conséquent, dans les tendances de population, résultent d'une grande hétérogénéité dans les densités de population à l'échelle des paysages. Une variation interannuelle dans l'emplacement de zones de forte densité aurait pour effet d'introduire une grande variance dans les estimations de densité obtenues dans des paysages différents d'une même région, ce qui réduirait la capacité de détecter des tendances à plus grande échelle à partir de données strictement locales.

On mentionne souvent le rôle crucial que jouent les forêts boréales dans la production d'oisillons (ICOAN, 2016). Pourtant, l'aspect de la reproduction n'est généralement pas évalué quantitativement dans les programmes présents au Québec. L'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec procure des indices comportementaux qui permettent de confirmer le

statut de nidification des espèces, mais ces indices ne sont pas colligés dans un souci de mesure de la productivité (p. ex., la quantité d'oisillons produits ou de nichées productives). En principe, les données automnales des observatoires d'oiseaux, dont les activités de suivi reposent sur le baguage, pourraient produire des estimations basées sur les proportions de juvéniles des oiseaux chanteurs, comme on le fait ailleurs en Amérique du Nord avec le programme MAPS (DeSante et collab., 2004). Toutefois, en forêt boréale au Québec, la productivité des populations d'oiseaux forestiers nicheurs n'a été évaluée qu'à un seul endroit : la Forêt Montmorency (détails dans Corbani et collab., 2014), mais aucune analyse approfondie de ces données n'a été effectuée à ce jour.

Il est devenu fréquent de lire des nouvelles préoccupantes sur l'état des oiseaux de la forêt boréale. Ces préoccupations sont bien sûr légitimes, vu le déclin significatif des tailles des populations d'oiseaux depuis quelques décennies et la multiplication d'espèces classées en péril (COSEPAC, 2017). Il est néanmoins impératif d'étendre la portée des programmes de surveillance des populations à l'ensemble de la forêt boréale, notamment au nord de la sapinière, et de valider les données et calculs sous-jacents aux divers rapports synthèses tels que ceux de l'Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord (ICOAN, 2016), afin de maintenir, sinon augmenter, la crédibilité des évaluations des tendances des oiseaux de la sapinière et des autres écosystèmes boréaux.

Remerciements

Nous tenons à remercier les nombreuses personnes (étudiants, bénévoles, employés) qui ont participé à cet important exercice de bénévolat scientifique que constituent les dénombrements d'oiseaux. Ces recherches ont été rendues possibles avec l'appui financier de l'Université Laval (Forêt Montmorency), le Conseil de recherches en sciences naturelles et génie du Canada (A. Desrochers), le Service canadien de la faune, Études d'Oiseaux Canada et le Réseau canadien de surveillance des migrations. Nos remerciements vont aussi à Louis Imbeau et Junior A. Tremblay qui ont relu ce texte et contribué à son amélioration. Enfin, les auteurs souhaitent dédier cet article à la mémoire de Chandler S. Robbins, un ornithologue légendaire, fondateur du Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord (BBS) et décédé le 20 mars 2017 à l'âge de 98 ans. ◂

Références

ATLAS DES OISEAUX NICHEURS DU QUÉBEC, 2017. Site Web. Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune d'Environnement Canada et Études d'Oiseaux Canada. Québec, Québec, Canada. Disponible en ligne à : http://www.atlas-oiseaux.qc.ca/. [Visité le 24-01-17].

BAM, 2017. Projet de modélisation de l'avifaune. The Boreal Avian Monitoring project, University of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada. Disponible en ligne à : http://www.borealbirds.ca/user/contact.php. [Visité le 01-03-17].

BARDO, L., L. GOULET, A. HIBBERT, V. LUKASIK et K. POITRAS, 2003. Ecological assessment of the Stoneycroft Wildlife Area. McGill Bird Observatory, Montréal, Québec, Canada, 50 p.

BÉLANGER, L., 2001. La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est : l'expérience de la Forêt Montmorency. Le Naturaliste Canadien, 125(3) : 18-25.

BERLANGA, H., J.A. KENNEDY, T.D. RICH, M.C. ARIZMENDI, C.J. BEARDMORE, P.J. BLANCHER, G.S. BUTCHER, A.R. COUTURIER, A.A. DAYER, D.W. DEMAREST, W.E. EASTON, M. GUSTAFSON, E. IÑIGO-ELIAS, E.A. KREBS, A.O. PANJABI, V.R. CONTRERAS, K.V. ROSENBERG, J.M. RUTH, E.S. CASTELLÓN, R.M. VIDAL et T. WILL, 2010. Saving our shared birds: Partners in flight tri-national vision for landbird conservation. Cornell Lab of Ornithology, Cornell, New York State, É.-U., 49 p.

BERTHIAUME, É., M. BÉLISLE et J.-P. SAVARD, 2009. Incorporating detectability into analyses of population trends based on hawk counts: A double-observer approach. The Condor, 111 : 43-58.

CALVERT, A.M., C.A. BISHOP, R.D. ELLIOT, E.A. KREBS, T.M. KYDD, C.S. MACHTANS, et G.J. ROBERTSON, 2013. A synthesis of human-related avian mortality in Canada. Avian Conservation and Ecology, 8 : 11.

CORBANI, A.C., M.-H. HACHEY et A. DESROCHERS, 2014. Food provisioning and parental status in songbirds: can occupancy models be used to estimate nesting performance? [En ligne] PLoS ONE, 9 (7) : e101765. doi:10.1371/journal.pone.0101765.

COSEPAC, 2017. Espèces sauvages canadiennes en péril ¿ Octobre 2016. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Disponible en ligne à : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=6A538543-1. [Visité le 24-01-17].

CÔTÉ, P. (édit.), 2016. Protocole de suivi de la migration des oiseaux par les relevés visuels quotidiens. Comité scientifique de l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac, Corporation Explos-Nature, Les Bergeronnes, Québec, Canada, 15 p.

CUMMING, S.G., K. LEFEVRE, E. BAYNE, T. FONTAINE, F.K.A. SCHMIEGELOW et S. SONG, 2010. Toward conservation of boreal Nearctic forest avifauna: Design and application of ecological models at continental extents. Avian Conservation and Ecology, 5 : 8. [En ligne] http://www.ace-eco.org/vol5/iss2/art8/.

DESANTE, D.F., J.F. SARACCO, D.R. O'GRADY, K.M. BURTON et B.L. WALKER, 2004. Methodological considerations of the Monitoring Avian Productivity and Survivorship (MAPS) program. Studies in Avian Biology, No 29, 28-45.

DROLET, B., 1997. Variation des assemblages d'oiseaux chanteurs selon la structure du paysage de la sapinière boréale exploitée. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec, Canada, 103 p.

DROLET, B., A. DESROCHERS et M.-J. FORTIN, 1999. Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest. The Condor, 101 : 699-704.

DUNN, E.H., B.L. ALTMAN, J. BART, C.J. BEARDMORE, H. BERLANGA, P.J. BLANCHER, G.S. BUTCHER, D.W. DEMAREST, R. DETTMERS, W.C. HUNTER, E.E. IÑIGO-ELIAS, A.O. PANJABI, D.N. PASHLEY, C.J. RALPH, T.D. RICH, K.V. ROSENBERG, C.M. RUSTAY, J.M. RUTH et T.C. WILL, 2005a. High priority needs for range-wide monitoring of North American landbirds. Report 2, Laurel, MD, 30 p.

DUNN, E.H., C.M. FRANCIS, P.J. BLANCHER, S.R. DRENNAN, M.A. HOWE, D. LEPAGE, C.S. ROBBINS, K.V. ROSENBERG, J.R. SAUER, et A.G. SMITH, 2005b. Enhancing the scientific value of The Christmas Bird Count. The Auk, 122 : 338-346.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2014. Le Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord – Tendances démographiques au Canada, version des données de 2014. Disponible en ligne à : http://www.ec.gc.ca/ron-bbs/P001/A001/?lang=f. [Visité le 24-01-17].

ENVIRONNEMENT CANADA, 2016. Le Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord – Méthodes statistiques utilisées dans le cadre du Relevé des oiseaux nicheurs. Disponible en ligne à : http://www.ec.gc.ca/ron-bbs/P006/A001/?lang=f. [Visité le 24-01-17].

ESRI, 2010. ArcGIS® 10. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California, É.-U.

ÉTUDES D'OISEAUX CANADA, 2017a. Les programmes de science citoyenne. Disponible en ligne à : http://www.oiseauxcanada.org/. [Visité le 24-01-17].

ÉTUDES D'OISEAUX CANADA, 2017b. Nature Counts. Disponible en ligne à : http://www.birdscanada.org/birdmon/default/. [Visité le 02-02-17].

FALARDEAU, G., 2009. Analyse de la couverture du Relevé des oiseaux nicheurs au Québec. Série de rapports techniques nº 498, Service canadien de la faune, région du Québec, Québec, Canada, ix + 38 p.

FELSENSTEIN, J., 1985. Phylogenies and the comparative method. The American Naturalist, 125 : 1-15.

FISKE, I., R.B. Chandler et A. ROYLE, 2011. Unmarked: Models for data from unmarked animals. R package version 0.11-0. Disponible en ligne à : http://CRAN.R-project.org/package=unmarked. [Visité le 04-03-17].

GAHBAUER, M.A. et M.-A.R. HUDSON, 2004. McGill Bird Observatory field protocol for migration monitoring program. McGill Bird Observatory, Montréal, Québec, Canada, 23 p.

GAUTHIER, J. et Y. AUBRY (édit.), 1995. Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Gouvernement du Canada, Service canadien de la faune, Montréal, Québec, Canada, 1295 p.

HARVEY, P.H. et M.D. PAGEL, 1991. The comparative method in evolutionary biology. Oxford University Press, Oxford, Royaume-Uni, 35 p.

HOBSON, K.A., S.L.V. WILGENBURG, E.H. DUNN, D.J.T. HUSSELL, P.D. TAYLOR et D.M. COLLISTER, 2015. Predicting origins of passerines migrating through Canadian migration monitoring stations using stable-hydrogen isotope analyses of feathers: a new tool for bird conservation. Avian Conservation and Ecology, 10 : 3. [En ligne] http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00719-100103.

HUILLET, L., 2007. Tendances spatio-temporelles de répartition chez les oiseaux hivernants durant 26 ans d'étalement urbain à Québec. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec, Canada, 74 p.

HUNTER, M.L., Jr., 1992. Paleoecology, landscape ecology and conservation of neotropical migrant passerines in boreal forests. Dans : HAGAN, J.M., III et D.W. JOHNSTON (édit.). Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds. Smithson. Institute Press, Washington, DC., p. 511-523.

IBARZABAL, J., P. CÔTÉ et B. DROLET, 2009. Tadoussac : sentinelle ornithologique de la forêt boréale au parc national du Saguenay. Le Naturaliste canadien, 133(3) : 27-31.

ICOAN, 2016. État des populations d'oiseaux de l'Amérique du Nord 2016. Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord, Ottawa, Ontario, Canada, 8 p.

KINNARD, N., 2014. La plus grande forêt universitaire d'enseignement et de recherche au monde. Le Fil des événements, Université Laval, 50. Disponible en ligne à : https://www.lefil.ulaval.ca/plus-grande-foret-universitaire-denseignement-recherche-36289/. [Visité le 24-01-17].

LEGENDRE, P., 2010. Coefficient of concordance. Dans : SALKIND, N.J. (édit.). Encyclopedia of Research Design, Vol. 1. SAGE Publications, Inc., Los Angeles, California, É.-U., p. 164-169.

LÉTOURNEAU, J.-P., 2000. Normes de cartographie écoforestière : confection et mise à jour. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Québec, Canada, 84 p.

LIMOGES, B., 2002. ZICO de Tadoussac, une fenêtre sur la Boréalie, plan de conservation. Union québécoise pour la conservation de la nature, le Parc national du Saguenay, la Fédération canadienne de la nature, Études d'Oiseaux Canada, Québec, Canada, vi + 69 p.

MACHTANS, C.S., K.J. KARDYNAL et P.A. SMITH, 2014. How well do regional or national Breeding Bird Survey data predict songbird population trends at an intact boreal site? Avian Conservation and Ecology, 9 : 5. [En ligne] http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00649-090105.

MACKENZIE, D.I., J.D. NICHOLS, S. LACHMAN, S. DROEGE, A. ROYLE et C.A. LANGTIMM, 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology, 83 : 2248-2255.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en ligne à https://cran.r-project.org/. [Visité le 03-03-17].

RAE, L.F., D.M. WHITAKER et I.G. WARKENTIN, 2015. Variable effect of playback of chickadee mobbing calls on detection probability of boreal forest birds. Journal of Field Ornithology, 86 : 51-64. Doi: 10.1111/jofo.12088.

RAPPOLE, J.H. et M.V. MCDONALD, 1994. Cause and effect in population declines of migratory birds. The Auk, 111 : 652-660.

ROBBINS, C.S., D. BYSTRAK et P.H. GEISSLER, 1986. The Breeding Bird Survey: Its first fifteen years, 1965-1979. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., 205 p.

ROSENBERG, K.V., J.A. KENNEDY, R. DETTMERS, R.P. FORD, D. REYNOLDS, J.D. ALEXANDER, C.J. BEARDMORE, P.J. BLANCHER, R.E. BOGART, G.S. BUTCHER, A.F. CAMFIELD, A. COUTURIER, D.W. DEMAREST, W.E. EASTON, J.J. GIOCOMO, R.H. KELLER, A.E. MINI, A.O. PANJABI, D.N. PASHLEY, T.D. RICH, J.M. RUTH, H. STABINS, J. STANTON et T. WILL, 2016. Partners in Flight Landbird Conservation Plan: 2016 Revision for Canada and Continental United States. Partners in Flight Science Committee, 119 p.

RQO, 2017. Nos projets. Regroupement QuébecOiseaux. Disponible en ligne à : http://quebecoiseaux.org/index.php/dossiers. [Visité le 24-01-17].

SAUER, J.R., J.E. HINES, J.E. FALLON, K.L. PARDIECK, J.D. J. ZIOLKOWSKI et W.A. LINK, 2014. The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966-2013. Version 01.30.2015 USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, Maryland, É.-U. Disponible en ligne à : https://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs.html. [Visité le 03-03-17].

SCHERRER, B., 1984. Biostatistique. La loi normale centrée réduite (p. 262). Gaëtan Morin, 850 p.

SULLIVAN, B.L., C.L. WOOD, M.J. ILIFF, R.E. BONNEY, D. FINK et S. KELLING, 2009. eBird: A citizen-based bird observation network in the biological sciences. Biological Conservation, 142 : 2282-2292.

VIRKKALA, R., 2016. Long-term decline of southern boreal forest birds: consequence of habitat alteration or climate change? Biodiversity and Conservation, 25 : 151–167. doi:10.1007/s10531-015-1043-0.

WELLS, J., D. CHILDS, F. REID, M. DARVEAU et V. COURTOIS, 2014. Les oiseaux boréaux ont besoin de la forêt : voici pourquoi il faut maintenir au moins la moitié de la crèche d'oiseaux de l'Amérique du Nord. Seattle, Washington State, Washington, D.C., Memphis, Tennessee, Stonewall, 27 p.

Annexe 1. Probabilités de détection (*p* ± erreur type) des oiseaux nicheurs à la Forêt Montmorency, standardisées pour un 10 juin à 6 h et pour une durée d'écoute de 15 minutes. Les espèces sont présentées en ordre phylogénétique.

	Écoute passive		Avec repasse de houspillage	
Espèce	*p*	Erreur type	*p*	Erreur type
Pic flamboyant	0,12	0,07	0,10	0,06
Moucherolle à ventre jaune	0,34	0,04	0,26	0,03
Moucherolle des aulnes	0,57	0,05	0,43	0,05
Moucherolle tchébec	0,56	0,05	0,41	0,05
Viréo à tête bleue	0,34	0,04	0,32	0,03
Viréo de Philadelphie	0,55	0,04	0,41	0,04
Viréo aux yeux rouges	0,21	0,06	0,15	0,05
Mésange à tête noire	0,18	0,06	0,17	0,05
Mésange à tête brune	0,23	0,03	0,23	0,03
Sittelle à poitrine rousse	0,36	0,03	0,38	0,03
Grimpereau brun	0,24	0,08	0,15	0,05
Troglodyte des forêts	0,44	0,02	0,43	0,02
Roitelet à couronne dorée	0,53	0,03	0,61	0,03
Roitelet à couronne rubis	0,57	0,03	0,54	0,03
Grive à dos olive	0,62	0,02	0,52	0,02
Grive solitaire	0,27	0,09	0,23	0,09
Merle d'Amérique	0,28	0,05	0,22	0,04
Paruline obscure	0,27	0,05	0,32	0,06
Paruline à joues grises	0,44	0,03	0,35	0,03
Paruline triste	0,54	0,11	0,37	0,09
Paruline masquée	0,41	0,07	0,29	0,06
Paruline flamboyante	0,50	0,04	0,35	0,04
Paruline à tête cendrée	0,68	0,02	0,60	0,02
Paruline à poitrine baie	0,46	0,04	0,42	0,03
Paruline rayée	0,60	0,03	0,56	0,03
Paruline à croupion jaune	0,66	0,02	0,58	0,02
Paruline à gorge noire	0,59	0,03	0,52	0,03
Paruline à calotte noire	0,54	0,06	0,53	0,05
Bruant fauve	0,44	0,03	0,35	0,03
Bruant de Lincoln	0,45	0,06	0,34	0,06
Bruant à gorge blanche	0,73	0,02	0,68	0,02
Junco ardoisé	0,46	0,03	0,35	0,03

Christian Marcotte

Paruline rayée (*Setophaga striata*), mâle.

Christian Marcotte

Paruline à poitrine baie (*Setophaga castanea*), femelle.

Christian Marcotte

Paruline à calotte noire (*Cardellina pusilla*), mâle.

Annexe 2. Probabilités d'occupation de site (moyenne et erreur type), en considérant l'année comme variable catégorique et standardisées pour un couvert moyen de 50 % de forêts fermées de 30 ans ou plus dans un rayon de 1 km. Tous les modèles ont convergé, sauf ceux de la paruline obscure et du bruant à gorge blanche. Pour ces deux espèces, le modèle de tendance converge lorsque l'on considère l'année comme variable quantitative (tableau 2). Les valeurs manquantes d'erreurs-types proviennent de divisions par zéro. Les espèces sont présentées en ordre phylogénétique.

Espèce	Année											
	1995		1996		1997		1999		2000		2003	
Pic flamboyant	0,14	0,17	0,15	0,13	0,00	0,04	0,43	0,31	0,48	0,36	0,25	0,15
Moucherolle à ventre jaune	0,19	0,06	0,21	0,06	0,26	0,09	0,51	0,09	0,60	0,08	0,47	0,08
Moucherolle des aulnes	0,02	0,02	0,09	0,03	0,06	0,03	0,24	0,05	0,27	0,05	0,28	0,05
Moucherolle tchébec	0,20	0,05	0,22	0,05	0,09	0,05	0,23	0,06	0,15	0,04	0,27	0,04
Viréo à tête bleue	0,27	0,06	0,42	0,08	0,37	0,09	0,63	0,10	0,37	0,06	0,54	0,08
Viréo de Philadelphie	0,42	0,07	0,62	0,10	0,22	0,07	0,41	0,06	0,42	0,06	0,49	0,06
Viréo aux yeux rouges	0,04	0,03	0,05	0,04	<0,01	<0,01	0,13	0,06	0,14	0,06	0,22	0,08
Mésange à tête noire	0,02	0,02	0,02	0,02	0		0,12	0,06	0,11	0,05	0,09	0,04
Mésange à tête brune	0,61	0,17	0,34	0,09	0,45	0,21	0,98	0,04	0,65	0,11	0,59	0,10
Sittelle à poitrine rousse	0,48	0,08	0,35	0,07	0,54	0,10	0,72	0,09	0,63	0,07	0,65	0,08
Grimpereau brun	0,01	0,01	0,05	0,04	0,01	0,03	0,09	0,05	0,18	0,07	0,14	0,06
Troglodyte des forêts	0,17	0,04	0,17	0,04	0,42	0,11	0,66	0,07	0,84	0,06	0,75	0,06
Roitelet à couronne dorée	0,37	0,05	0,48	0,06	0,60	0,08	0,63	0,06	0,75	0,05	0,67	0,05
Roitelet à couronne rubis	0,48	0,06	0,54	0,06	0,72	0,08	0,78	0,06	0,89	0,06	0,86	0,06
Grive à dos olive	0,48	0,06	0,42	0,05	0,64	0,08	0,99	0,05	0,96	0,04	0,99	0,03
Grive solitaire	0,05	0,04	0,05	0,03	0,02	0,03	0,10	0,05	0,20	0,08	0,18	0,08
Merle d'Amérique	0,20	0,07	0,35	0,12	0,43	0,12	0,40	0,09	0,56	0,11	0,43	0,10
Paruline à joues grises	0,44	0,08	0,49	0,08	0,48	0,09	0,60	0,08	0,71	0,07	0,63	0,06
Paruline triste	0,03	0,03	0,12	0,05	0,08	0,05	0,06	0,03	0,06	0,03	0,09	0,04
Paruline masquée	0,11	0,06	0,08	0,05	0,09	0,06	0,22	0,08	0,22	0,08	0,42	0,11
Paruline flamboyante	0,24	0,06	0,42	0,07	0,24	0,06	0,50	0,07	0,40	0,05	0,35	0,05
Paruline à tête cendrée	0,67	0,06	0,61	0,06	0,64	0,07	0,81	0,05	0,80	0,05	0,87	0,05
Paruline à poitrine baie	0,27	0,06	0,42	0,07	0,44	0,09	0,60	0,07	0,52	0,06	0,51	0,06
Paruline rayée	0,31	0,05	0,45	0,06	0,41	0,07	0,64	0,06	0,65	0,05	0,74	0,05
Paruline à croupion jaune	0,53	0,06	0,71	0,06	0,96	0,08	1,00	<0,01	0,97	0,03	0,90	0,04
Paruline à gorge noire	0,29	0,05	0,40	0,05	0,35	0,07	0,66	0,06	0,68	0,05	0,70	0,05
Paruline à calotte noire	0,05	0,03	0,09	0,03	0,18	0,06	0,13	0,04	0,12	0,04	0,20	0,05
Bruant fauve	0,19	0,05	0,09	0,03	0,19	0,06	0,49	0,07	0,67	0,06	0,68	0,06
Bruant de Lincoln	0,05	0,04	0,04	0,03	0,08	0,07	0,23	0,07	0,34	0,08	0,42	0,09
Junco ardoisé	0,38	0,07	0,65	0,09	0,58	0,09	0,68	0,07	0,87	0,07	0,70	0,06

Annexe 2 (suite).

Espèce	Année											
	2004		2005		2006		2007		2008		2009	
Pic flamboyant	0,47	0,31	0,55	0,90	0,38	0,28	0,33	0,30	0,16	0,13	0,09	0,11
Moucherolle à ventre jaune	0,73	0,11	0,69	0,13	0,60	0,08	0,74	0,13	0,50	0,07	0,52	0,08
Moucherolle des aulnes	0,22	0,05	0,33	0,07	0,24	0,04	0,15	0,05	0,11	0,03	0,16	0,04
Moucherolle tchébec	0,19	0,05	0,30	0,07	0,25	0,04	0,16	0,05	0,16	0,04	0,22	0,05
Viréo à tête bleue	0,49	0,08	0,39	0,09	0,58	0,07	0,49	0,10	0,50	0,06	0,53	0,08
Viréo de Philadelphie	0,40	0,07	0,35	0,07	0,40	0,05	0,43	0,09	0,39	0,05	0,35	0,06
Viréo aux yeux rouges	0,20	0,08	0,14	0,07	0,10	0,04	<0,01	<0,01	0,12	0,05	0,11	0,06
Mésange à tête noire	0,08	0,05	0,15	0,08	0,17	0,06	0,30	0,14	0,17	0,06	0,13	0,06
Mésange à tête brune	0,68	0,14	0,61	0,14	0,76	0,12	0,86	0,15	0,65	0,10	0,81	0,14
Sittelle à poitrine rousse	0,73	0,09	0,79	0,11	0,71	0,06	0,70	0,11	0,75	0,07	0,52	0,08
Grimpereau brun	0,17	0,07	0,06	0,05	0,10	0,05	0,14	0,11	0,16	0,07	0,19	0,09
Troglodyte des forêts	0,72	0,07	0,78	0,09	0,84	0,05	0,83	0,11	0,82	0,05	0,89	0,07
Roitelet à couronne dorée	0,68	0,06	0,70	0,07	0,68	0,04	0,74	0,09	0,78	0,04	0,73	0,05
Roitelet à couronne rubis	0,86	0,06	0,85	0,07	0,93	0,05	0,92	0,09	0,77	0,04	0,74	0,05
Grive à dos olive	0,97	0,04	0,87	0,06	0,98	0,03	0,99	0,27	0,94	0,04	0,89	0,06
Grive solitaire	0,04	0,03	0,17	0,09	0,16	0,07	0,18	0,10	0,13	0,06	0,07	0,04
Merle d'Amérique	0,35	0,09	0,31	0,10	0,36	0,08	0,56	0,17	0,34	0,08	0,33	0,09
Paruline à joues grises	0,71	0,10	0,89	0,16	0,73	0,07	0,63	0,12	0,56	0,06	0,65	0,08
Paruline triste	0,05	0,04	0,12	0,07	0,05	0,02	0,05	0,04	0,07	0,03	0,11	0,05
Paruline masquée	0,04	0,04	0,18	0,08	0,21	0,05	0,14	0,08	0,08	0,03	0,04	0,03
Paruline flamboyante	0,46	0,07	0,39	0,08	0,49	0,06	0,37	0,08	0,39	0,05	0,32	0,06
Paruline à tête cendrée	0,84	0,05	1,00	<0,01	0,92	0,04	0,90	0,08	0,83	0,04	0,81	0,06
Paruline à poitrine baie	0,47	0,07	0,57	0,09	0,68	0,06	0,71	0,10	0,69	0,06	0,64	0,07
Paruline rayée	0,70	0,06	0,84	0,09	0,74	0,04	0,73	0,08	0,59	0,04	0,58	0,06
Paruline à croupion jaune	0,99	0,05	0,97	0,05	0,98	0,03	0,95	0,08	0,89	0,03	0,95	0,04
Paruline à gorge noire	0,58	0,06	0,68	0,07	0,67	0,04	0,80	0,09	0,75	0,04	0,70	0,06
Paruline à calotte noire	0,21	0,06	0,15	0,05	0,20	0,03	0,08	0,03	0,10	0,03	0,13	0,04
Bruant fauve	0,74	0,08	0,73	0,11	0,62	0,05	0,61	0,09	0,49	0,05	0,53	0,07
Bruant de Lincoln	0,21	0,07	0,37	0,11	0,33	0,06	0,07	0,05	0,08	0,03	0,17	0,06
Junco ardoisé	0,80	0,08	0,96	0,07	0,78	0,07	0,86	0,12	0,53	0,05	0,60	0,07

Annexe 2 (suite).

Espèce	Année											
	2010		2011		2013		2014		2015		2016	
Pic flamboyant	0,20	0,18	0,00	0,02	0,38	0,11	0,40	0,34	0,06	0,08	0,11	0,13
Moucherolle à ventre jaune	0,52	0,09	0,33	0,10	1,00		0,67	0,14	0,42	0,09	0,47	0,09
Moucherolle des aulnes	0,16	0,04	0,14	0,05	0,23	0,07	0,79	0,11	0,32	0,07	0,55	0,08
Moucherolle tchébec	0,11	0,04	0,36	0,09	0,20	0,06	0,59	0,11	0,31	0,07	0,53	0,08
Viréo à tête bleue	0,59	0,09	0,41	0,10	0,69	0,17	0,20	0,08	0,13	0,05	0,31	0,07
Viréo de Philadelphie	0,40	0,07	0,70	0,11	0,71	0,11	0,55	0,11	0,38	0,07	0,51	0,08
Viréo aux yeux rouges	0,08	0,04	<0,01	<0,01	0,08	0,06	0,08	0,06	<0,01	<0,01	0,08	0,05
Mésange à tête noire	0,23	0,09	0,15	0,09	0,06	0,06	0,12	0,08	0,13	0,07	0,34	0,12
Mésange à tête brune	0,73	0,13	0,46	0,15	0,52	0,16	0,78	0,22	0,71	0,14	0,38	0,10
Sittelle à poitrine rousse	0,47	0,07	0,83	0,15	0,33	0,09	0,48	0,12	0,34	0,07	0,46	0,08
Grimpereau brun	0,40	0,17	0,07	0,06	0,15	0,10	0,14	0,10	0,51	0,21	0,14	0,09
Troglodyte des forêts	0,80	0,08	0,44	0,09	0,84	0,11	1,00	<0,01	1,00	<0,01	0,94	0,06
Roitelet à couronne dorée	0,71	0,06	0,50	0,08	0,67	0,09	0,38	0,08	0,78	0,06	0,26	0,05
Roitelet à couronne rubis	0,70	0,06	0,53	0,08	0,95	0,07	0,59	0,09	0,47	0,06	0,49	0,06
Grive à dos olive	0,82	0,07	0,88	0,09	0,97	0,07	0,95	0,06	0,95	0,07	0,54	0,06
Grive solitaire	0,08	0,05	0,03	0,04	0,22	0,12	0,04	0,05	0,02	0,03	0,05	0,04
Merle d'Amérique	0,44	0,11	0,54	0,15	0,89	0,15	0,49	0,16	0,62	0,14	0,28	0,09
Paruline à joues grises	0,64	0,08	0,50	0,10	0,86	0,14	1,00		0,62	0,10	0,71	0,08
Paruline triste	0,14	0,06	0,17	0,08	0,21	0,10	0,75	0,27	0,26	0,09	0,10	0,05
Paruline masquée	0,05	0,04	0,05	0,05	0,89	0,33	1,00		0,14	0,06	0,45	0,12
Paruline flamboyante	0,35	0,06	0,61	0,11	0,58	0,11	0,53	0,10	0,33	0,07	0,46	0,07
Paruline à tête cendrée	0,73	0,06	0,88	0,07	0,95	0,08	0,80	0,08	0,56	0,07	0,83	0,06
Paruline à poitrine baie	0,73	0,08	0,66	0,11	0,66	0,11	0,22	0,07	0,20	0,05	0,25	0,06
Paruline rayée	0,47	0,06	0,29	0,07	0,58	0,08	0,74	0,09	0,72	0,07	0,64	0,07
Paruline à croupion jaune	0,86	0,06	0,77	0,08	1,00	<0,01	0,81	0,07	1,00	<0,01	0,66	0,06
Paruline à gorge noire	0,67	0,07	0,71	0,08	0,76	0,09	0,53	0,08	0,38	0,06	0,48	0,06
Paruline à calotte noire	0,11	0,04	0,13	0,05	0,30	0,09	0,69	0,11	0,39	0,07	0,75	0,09
Bruant fauve	0,41	0,07	0,34	0,08	0,54	0,09	0,42	0,09	0,38	0,07	0,64	0,08
Bruant de Lincoln	0,13	0,05	0,17	0,08	0,23	0,10	1,00		0,57	0,12	0,97	
Junco ardoisé	0,67	0,08	0,71	0,11	1,00	0,01	0,69	0,10	0,69	0,09	0,74	0,08