

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC
INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
CENTRE – URBANISATION CULTURE SOCIÉTÉ

**LA DISTRIBUTION DU BRUIT AÉRIEN DANS LES QUATRE PLUS
GRANDES MÉTROPOLES CANADIENNES**

Un diagnostic d'équité environnementale

Par

Thomas AUDRIN

Maîtrise en géographie

Thèse présentée pour obtenir le grade de

Philosophiae doctor, Ph.D.

Doctorat en études urbaines

Programme offert conjointement par l'INRS et l'UQAM

17 octobre 2022

© Thomas AUDRIN, 2022

Cette thèse intitulée

**LA DISTRIBUTION DU BRUIT AÉRIEN DANS LES QUATRE PLUS
GRANDES METROPOLES CANADIENNES**

Un diagnostic d'équité environnementale

et présenté par

Thomas AUDRIN

a été évalué par un jury composé de

M. Cédric BRUNELLE, président, UCS-INRS

M. Philippe APPARICIO, directeur de recherche, UCS-INRS

Mme Anne-Marie SÉGUIN, codirectrice, UCS-INRS

M. Cédric BRUNELLE, examinateur interne, UCS-INRS

Mme Sophie PAQUIN, examinatrice externe, Université du Québec à Montréal

Mme Martine SHARECK, examinatrice externe, Université de Sherbrooke

À Ayla et Coralie

RÉSUMÉ

Comparativement au bruit routier et ferroviaire, le bruit des avions est la source de bruit des transports la plus dérangeante. De nombreuses études dans le domaine de l'épidémiologie et de la santé ont rapporté qu'une exposition chronique à des niveaux élevés de bruit aérien peut avoir des effets néfastes sur la santé et la qualité de vie chez les populations riveraines d'aéroports, en particulier chez les enfants et les personnes âgées. En dépit du fait que le bruit aérien peut avoir des effets délétères sur l'état de santé des populations, peu d'études dans le domaine de l'équité environnementale se sont intéressées à cette nuisance. Parmi celles-ci, des recherches ont mesuré, à différents niveaux et intensités, des iniquités à l'égard des minorités visibles et des personnes à faible revenu. À l'inverse, d'autres auteurs ont rapporté que les groupes de population mieux nantis sont plus susceptibles de résider dans des secteurs avec des niveaux élevés de bruit aérien. En revanche, à notre connaissance, aucune étude n'a été faite dans le contexte canadien.

L'objectif principal de cette thèse est de vérifier si certains groupes de la population, à savoir les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les personnes âgées de soixante-cinq ans et plus et les jeunes de moins de quinze ans qui résident dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes subissent de l'iniquité environnementale quant à leur exposition à des niveaux élevés de bruit aérien.

Cette thèse est composée de trois articles scientifiques. Le premier pose un diagnostic d'équité environnementale dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes – Toronto, Montréal, Calgary et Vancouver – à l'égard de quatre groupes vulnérables quant au niveau de bruit aérien mesuré dans leur milieu résidentiel. Plus spécifiquement, il s'agit de vérifier si l'iniquité pour chacun des groupes varie significativement d'une métropole à l'autre. Le second article de la thèse se penche exclusivement sur les enfants du primaire scolarisés dans la région métropolitaine de Toronto et qui sont exposés à des niveaux élevés de bruit aérien. L'objectif est de déterminer si les écoles primaires accueillant des enfants issus de milieux défavorisés sont disproportionnellement localisées dans des secteurs caractérisés par des niveaux élevés de bruit aérien dans la région métropolitaine de Toronto. Le troisième et dernier article de la thèse pose un diagnostic d'équité environnementale dans une perspective longitudinale. Plus précisément, cette recherche examine la distribution du bruit aérien en 2019 et 2020 à partir de l'utilisation de différents types d'indicateurs de bruit dans la région métropolitaine de recensement (RMR) de Montréal. L'objectif est double. Tout d'abord, il s'agit de déterminer dans quelle mesure les quatre groupes de population vulnérables résident dans des secteurs exposés à des niveaux élevés de bruit aérien avant et après le début de la pandémie de COVID-19 (2019 et 2020). Puis, il s'agit de vérifier si l'utilisation d'un indicateur de bruit des avions plutôt qu'un autre génère des variations importantes dans les résultats et par conséquent en termes de zones et de populations affectées d'une part, et en termes de diagnostic d'équité environnementale d'autre part.

D'après les résultats des trois articles, les diagnostics d'équité relatifs à l'exposition au bruit aérien varient d'une ville à l'autre, d'un groupe de population à l'autre et d'une année à l'autre. Par ailleurs, d'un point de vue méthodologique, les résultats ne semblent pas être cohérents d'une mesure de bruit à l'autre. En effet, l'utilisation de différents types d'indicateurs de bruit (indicateurs énergétiques ou événementiels) conduit à des résultats différents pour une même situation, en termes d'estimation des populations impactées et d'équité environnementale. Le dernier chapitre présente les enjeux soulevés dans chacun des articles et aborde les limites de la thèse ainsi que les perspectives de recherche futures.

Mots-clés : Équité environnementale; transport aérien; bruit des avions; SIG; Canada; Montréal; personnes à faible revenu; minorités visibles; enfants et personnes âgées.

ABSTRACT

Compared to road and rail noise, aircraft noise is the most disturbing source of transportation noise. Numerous epidemiological and health studies have reported that chronic exposure to high levels of aircraft noise can have adverse effects on health and quality of life in populations living in the vicinity of airports, particularly among children and the elderly. Despite the fact that aircraft noise can have deleterious effects on the health of populations, few studies in the field of environmental equity have addressed this nuisance. Among these, research has measured, at different levels and intensities, inequities with respect to visible minorities and low-income individuals. Conversely, other authors have reported that wealthy population groups are more likely to reside in areas with high levels of aircraft noise. However, to our knowledge, no study has been done in the Canadian context.

The main objective of this thesis is to verify whether certain groups of the population, namely low-income individual, visible minorities, children under 15 years old and individuals 65 years and over who live in the four largest Canadian metropolises suffer from environmental inequity relating to their exposure to high levels of aircraft noise.

This doctoral thesis includes three articles. The first provides an environmental equity diagnosis in the four largest Canadian metropolises – Toronto, Montreal, Calgary and Vancouver – with respect to four vulnerable groups relating to aircraft noise level measured in their residential area. Specifically, it will be a question of verifying whether the inequity for each of the groups varies significantly from one metropolis to another. The second article focuses exclusively on elementary school children in the Toronto metropolitan area who are exposed to high levels of aircraft noise. The objective is to verify whether primary schools attended by children from lower socio-economic backgrounds are disproportionately located in areas characterized by high levels of aircraft noise in Toronto metropolitan area. The third and last article of the thesis makes a diagnosis of environmental equity from a longitudinal perspective. Specifically, this research examines the distribution of aircraft noise between 2019 and 2020 using different types of noise indicators in the Montréal census metropolitan area (CMA). The objective is twofold. First, the aim is to determine to what extent the four vulnerable population groups reside in areas exposed to high levels of aircraft noise before and after the onset of the COVID-19 pandemic (2019 and 2020). The second objective is to determine whether the use of an aircraft noise indicator rather than another generates significant variations in the results and consequently in terms of affected areas and populations on the one hand, and in terms of environmental equity diagnosis on the other hand.

According to the results of the three articles, diagnoses of environmental equity relating to aircraft noise exposure vary from city to city, population group to population group, and year to year. Furthermore, from a methodological point of view, the results do not seem consistent from one noise measurement to another. Indeed, the use of a specific indicator (cumulative or single-events) can lead to different results for the same situation, in terms of estimates of impacted populations and environmental equity. The last chapter presents the issues raised in each of articles, and discusses the limits of the thesis as well as future research perspectives.

Keywords: Environmental equity; air transportation; aircraft noise; GIS; Canada; Montréal; low-income individuals; visible minorities; children and elderly persons.

AVANT-PROPOS

Durant la dernière décennie, de nombreuses recherches en équité environnementale ont été effectuées dans le contexte urbain canadien. À Montréal, les travaux du Laboratoire d'équité environnementale (LAEQ) fondé par deux professeurs de l'INRS – UCS, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin, s'inscrivent dans ce courant de la justice environnementale. Les études réalisées au sein de ce laboratoire se sont, entre autres, intéressées à l'accessibilité spatiale aux éléments positifs (les parcs, la végétation, le réseau cyclable) ou encore à la distribution des éléments négatifs de l'environnement urbain (le bruit, la pollution atmosphérique, les îlots de chaleurs) par rapport à la localisation de groupes populationnels particuliers définis selon le statut socio-économique, l'âge ou encore l'appartenance ethnoculturelle. Généralement, les résultats de ces recherches ont démontré, à différents niveaux, que certains groupes de population vulnérables d'un point de vue socioéconomique ou physiologique (par exemple, les personnes à faible revenu, les minorités visibles) sont surexposés à diverses nuisances ou encore ont un accès plus faible aux ressources du cadre de vie urbain. En revanche, à notre connaissance, aucune étude n'a abordé la distribution du bruit des avions dans une optique d'équité environnementale dans le contexte canadien. Pourtant, une exposition chronique à des niveaux élevés de bruit aérien peut entraîner plusieurs problèmes sur la santé et la qualité de vie des populations riveraines des aéroports. Cette thèse de doctorat vise donc à combler ce manque de connaissances en s'intéressant à la distribution du bruit aérien dans une perspective d'équité environnementale dans les quatre plus grandes régions métropolitaines canadiennes.

REMERCIEMENTS

La réalisation de cette thèse est l'aboutissement d'un long travail et n'aurait pas été possible sans le soutien et la présence de nombreuses personnes, à qui j'exprime toute ma reconnaissance.

Tout d'abord, j'adresse mes plus sincères remerciements à mon directeur Philippe Apparicio et à ma codirectrice Anne-Marie Séguin pour leur patience et leur disponibilité durant toutes ces années. J'exprime toute ma gratitude à Philippe Apparicio pour son encadrement de grande qualité et ses précieux conseils tout au long de cette thèse de doctorat. Ses vastes connaissances sur plusieurs aspects de la recherche et ses compétences méthodologiques m'ont été d'une aide inestimable dans la rédaction des articles et de la thèse. Quant à Anne-Marie Séguin, je tiens à la remercier chaleureusement pour ses connaissances, sa rigueur scientifique et ses précieuses remarques, qui m'ont permis d'envisager mon travail sous un autre angle.

Je tiens également à remercier le Centre Urbanisation Culture Société de l'INRS (INRS-UCS) ainsi que le Fonds de recherche du Québec – Société et culture (FRQSC) pour leurs soutiens financiers respectifs qui ont contribué à la réalisation de ce projet de thèse.

J'ai aussi une pensée à toute l'équipe et collègues du Laboratoire d'équité environnementale (LAEQ) qui, de par leur soutien et humour, ont su rendre l'ambiance de travail agréable. Ce fut un plaisir de vous côtoyer durant toutes ces années. À mes ami.e.s pour les instants plus festifs passés en dehors du laboratoire. Il sera difficile de tous vous citer, mais un grand merci à chacun d'entre vous pour votre support moral nécessaire à la réalisation de cette thèse de doctorat.

Ces remerciements seraient incomplets s'ils ne mentionnaient pas les membres de ma famille. À mes frères pour leur écoute et leur soutien. À mes parents qui n'ont cessé de m'encourager tout au long de mon parcours académique, et ce malgré la distance. Je vous dédie cette thèse en signe de reconnaissance. Je dédie aussi ce travail à la mémoire de mon grand-père.

Mes derniers remerciements vont à ma conjointe, Coralie, qui a joué un rôle très important dans l'accomplissement de cette thèse. Merci de m'avoir accompagné du début jusqu'à la fin de ce projet. Je tiens à te remercier pour ton soutien indéfectible, ton écoute de tous les instants et surtout ton incroyable patience durant toutes ces années. Finalement, une mention particulière à ma fille, Ayla, source de tendresse et de réconfort, notamment dans les derniers mois de rédaction qui ont été éprouvants. Merci pour votre amour.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|-------------|
| Liste des tableaux | xiii |
| Liste des figures | xiii |
| Liste des abréviations et des sigles | xv |
| Introduction | 1 |
| Chapitre 1 : Revue de littérature et problématique | 6 |
| 1.1. Le bruit aérien, une nuisance environnementale | 6 |
| 1.1.1. <i>Définition du bruit</i> | 7 |
| 1.1.2. <i>Les sources et les paramètres de propagation du bruit aérien</i> | 9 |
| 1.1.3. <i>Modélisation du bruit aérien</i> | 12 |
| 1.1.4. <i>Les principales mesures du bruit aérien</i> | 13 |
| 1.1.5. <i>Les modes de gestion du bruit des avions</i> | 18 |
| 1.2. Les conséquences du bruit aérien | 26 |
| 1.2.1. <i>Les effets de l'exposition au bruit aérien sur la santé</i> | 27 |
| 1.2.2. <i>Les impacts du bruit des avions sur les valeurs des biens immobiliers</i> | 29 |
| 1.3. La justice environnementale | 31 |
| 1.3.1. <i>L'émergence du concept de justice environnementale</i> | 32 |
| 1.3.2. <i>Conceptualisation actuelle de la justice environnementale</i> | 34 |
| 1.3.3. <i>Bruit aérien et équité environnementale</i> | 41 |
| 1.4. Contributions de la thèse à la littérature en équité environnementale | 46 |
| 1.5. Objectifs, questions et hypothèses de recherche | 49 |
| 1.6. Conclusion | 53 |
| Chapitre 2 : Article 1 – Bruit aérien et équité environnementale dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes | 54 |
| 2.1. Introduction | 58 |
| 2.2. Le bruit aérien et l'équité environnementale | 58 |
| 2.3. La méthodologie de la recherche | 60 |
| 2.3.1. <i>Les régions métropolitaines retenues</i> | 60 |

| | | |
|--|--|----|
| 2.3.2. | <i>Les groupes de population et l'échelle d'analyse retenus</i> | 61 |
| 2.3.3. | <i>Les données sur le bruit aérien</i> | 62 |
| 2.3.4. | <i>L'estimation de la population affectée par le bruit aérien</i> | 65 |
| 2.3.5. | <i>L'évaluation de l'équité environnementale</i> | 65 |
| 2.4. | Les résultats | 66 |
| 2.4.1. | <i>Les populations exposées au bruit aérien dans les quatre RMR</i> | 66 |
| 2.4.2. | <i>Les iniquités pour les quatre groupes dans les RMR</i> | 67 |
| 2.4.3. | <i>Bruit aérien et équité environnementale : une iniquité particulière selon les RMR</i> | 69 |
| 2.5. | La discussion des résultats | 71 |
| 2.5.1. | <i>Les limites de la recherche</i> | 71 |
| 2.5.2. | <i>Des situations contrastées, mais peu prononcées en termes d'iniquité</i> | 71 |
| 2.6. | Conclusion | 73 |
| Chapitre 3 : Article 2 – La Localisation des écoles primaires et le bruit aérien dans la région métropolitaine de Toronto : un diagnostic d'équité environnementale et une analyse des impacts sur la réussite scolaire | | |
| 3.1. | Introduction | 80 |
| 3.2. | Revue de la littérature | 81 |
| 3.2.1. | <i>Écoles, bruit aérien et équité environnementale</i> | 81 |
| 3.2.2. | <i>Exposition chronique au bruit des avions et apprentissage des enfants</i> | 83 |
| 3.3. | Questions et hypothèses de recherche | 87 |
| 3.4. | Approche méthodologique | 88 |
| 3.4.1. | <i>Territoire d'étude : la région métropolitaine de Toronto</i> | 88 |
| 3.4.2. | <i>Les données sur le bruit aérien</i> | 90 |
| 3.4.3. | <i>Identification des écoles primaires affectées par le bruit aérien</i> | 91 |
| 3.4.4. | <i>Les variables retenues pour le diagnostic d'équité environnementale</i> | 91 |
| 3.4.5. | <i>L'évaluation de l'équité environnementale</i> | 92 |
| 3.4.6. | <i>L'évaluation des effets du bruit aérien sur la réussite scolaire au primaire</i> | 93 |
| 3.5. | Les résultats | 97 |

| | | |
|---|--|------------|
| 3.5.1. | <i>Des iniquités quant à l'exposition au bruit aérien des écoles primaires.....</i> | 97 |
| 3.5.2. | <i>Une situation contrastée en termes de réussite scolaire</i> | 98 |
| 3.6. | Discussion | 102 |
| 3.6.1. | <i>Une situation doublement inéquitable pour les écoles primaires desservant une forte proportion d'enfants issus de milieux défavorisés</i> | 102 |
| 3.6.2. | <i>Une situation contrastée en termes de réussite scolaire</i> | 104 |
| 3.6.3. | <i>Les limites de la recherche</i> | 105 |
| 3.7. | Conclusion..... | 106 |
| Chapitre 4 : Article 3 – Aircraft noise and environmental equity in Montréal: a comparison of noise indicators and an analysis of the impact of COVID-19 | | 107 |
| 4.1. | Introduction..... | 111 |
| 4.2. | Literature review | 112 |
| 4.2.1. | <i>Environmental equity and aircraft noise.....</i> | 112 |
| 4.2.2. | <i>Measurement of aircraft noise: A brief review</i> | 114 |
| 4.3. | Research objectives | 118 |
| 4.4. | Methodology | 118 |
| 4.4.1. | <i>Study area: Montreal census metropolitan area (CMA).....</i> | 118 |
| 4.4.2. | <i>Data and noise indicator</i> | 120 |
| 4.4.3. | <i>Statistical analyses</i> | 126 |
| 4.5. | Results..... | 127 |
| 4.5.1. | <i>A drastic reduction in aircraft noise footprint at Montréal-Trudeau International Airport from 2019 to 2020</i> | 127 |
| 4.5.2. | <i>A decrease in populations exposed to aircraft noise from 2019 to 2020</i> | 129 |
| 4.5.3. | <i>Effect of the reduction in size of the noise contours at Montréal-Trudeau International Airport on environmental equity.....</i> | 130 |
| 4.6. | Discussion | 133 |
| 4.6.1. | <i>Limitations of the study</i> | 133 |
| 4.6.2. | <i>The impacts of the type of aircraft noise indicator used on environmental equity assessment.....</i> | 133 |

| | | |
|--|--|------------|
| 4.7. | Conclusion..... | 136 |
| Chapitre 5 : Synthèse et discussion des résultats | | 138 |
| 5.1 | Retour sur les principaux résultats | 138 |
| 5.1.1 | <i>Rappel des résultats des trois articles</i> | <i>138</i> |
| 5.1.2 | <i>Contribution de la thèse au champ d'étude sur le bruit aérien</i> | <i>141</i> |
| 5.2 | Principaux enjeux soulevés dans cette thèse..... | 144 |
| 5.2.1 | <i>Bruit aérien et enjeux de planification et d'aménagement du territoire au Canada : un manque d'uniformisation</i> | <i>144</i> |
| 5.2.2 | <i>Enjeux méthodologiques</i> | <i>149</i> |
| 5.3 | Limites et pistes de recherche | 153 |
| Bibliographie | | 156 |
| Annexe 1 : Matériel supplémentaire pour l'article 3: A comparison of noise indicators and an analysis of the impacts of COVID-19..... | | 179 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|--|-----|
| Tableau 1.1 : Seuils des niveaux de bruit | 8 |
| Tableau 2.1 : Données sur les principaux aéroports des quatre RMR retenues..... | 61 |
| Tableau 2.2 : Effectifs des groupes de populations affectées et non affectées par le bruit aérien selon les RMR et les courbes NEF | 67 |
| Tableau 2.3 : Modèles de régression logistique à effets mixtes..... | 68 |
| Tableau 2.4 : Modèles de régression logistique à effets mixtes (avec interaction entre le groupe et la RMR)..... | 70 |
| Tableau 3.1 : Statistiques descriptives pondérées par le nombre d’inscriptions par école primaire dans la RMR de Toronto..... | 96 |
| Tableau 3.2 : Comparaison des moyennes des indicateurs socioéconomiques pour les écoles dans et hors de la zone NEF 25, pondérées par le nombre d’inscriptions par école | 97 |
| Tableau 3.3 : Résultats des modèles de régression pour la réussite scolaire en lecture | 100 |
| Tableau 3.4 : Résultats des modèles de régression pour la réussite scolaire en écriture | 101 |
| Tableau 3.5 : Résultats des modèles de régression pour la réussite scolaire en mathématique | 102 |
| Table 4.1: Aircraft movements ^a at Montréal-Trudeau Airport (CYUL) in August 2019 and 2020 | 123 |
| Table 4.2: Information about the noise model used to generate noise contours at Montréal-Trudeau International Airport (CYUL) in 2019 and 2020 | 125 |
| Table 4.3: Odds ratios for the logistic regression according to noise indicators | 132 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|---|-----|
| Figure 1.1 : Description des principales sources de bruit aérodynamique d’un avion..... | 10 |
| Figure 1.2 : Exemple des courbes NEF 25 et NEF 30 à l’aéroport de Toronto | 23 |
| Figure 1.3 : Les trois dimensions de la justice environnementale | 35 |
| Figure 2.1 : Les courbes NEF des aéroports étudiés | 64 |
| Figure 3.1 : Le territoire d’étude | 89 |
| Figure 4.1: Study area..... | 119 |
| Figure 4.2: Flight paths in Montréal-Trudeau International Airport in 2019 and 2020 | 124 |
| Figure 4.3: Noise contours in 2019 and 2020 for the four noise indicators..... | 128 |
| Figure 4.4: Areas of noise contours in 2019 and 2020 according to noise indicators | 129 |

Figure 4.5: Total population according to the noise level of the four indicators in 2019 and 2020 130

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES SIGLES

| | |
|------------|--|
| AAC | Airport Adjacent Communities – Communautés adjacentes à l'aéroport |
| ACNUSA | Autorité de contrôle des nuisances aéroportuaires |
| AD – DA | Aire de diffusion – Dissemination area |
| ADM | Aéroports de Montréal |
| ADS-B | Automatic Dependent Surveillance – Broadcast |
| AEDT | Aviation Environmental Design Tool – Outil de modélisation des émissions des aéronefs de la FAA |
| AEE | Agence européenne pour l'environnement |
| AIC | Akaike Information Criterion – Critère d'information d'Akaike |
| ANCON | Aircraft Noise Contour – Outil de modélisation du bruit des aéronefs de l'autorité de l'aviation britannique |
| ANEF | Australian Noise Exposure Forecast – Prévion de l'ambiance sonore australien |
| ANP | Aircraft Noise and Performance – Base de données acoustiques et de performances des aéronefs |
| ASNA | Safety and Noise Abatement Act – Loi sur la sécurité et la réduction du bruit |
| AVPA | Airport Vicinity Protection Area – Zone de protection dans les environs de l'aéroport |
| BPC | Biphényles polychlorés |
| Bruitparif | Observatoire du bruit en Île-de-France (France) |
| CAP | Canada Air Pilot |
| CFS | Canada Flight Supplement – Supplément de vol Canada |
| COVID-19 | Maladie à coronavirus 2019 |
| CSB – SNM | Cartes stratégiques de bruit – Strategic noise maps |
| dB(A) | Décibel pondéré A |
| DGAC | Direction générale de l'aviation civile |
| DOT | Department of Transportation – Département des transports des États-Unis |

| | |
|----------------|---|
| CEAC – ECAC | European Civil Aviation Conference – Conférence européenne de l’aviation civile |
| EPA | Environmental Protection Agency – Agence américaine pour la protection de l’environnement |
| EPNL | Effective Perceived Noise Level – Niveau effectif de bruit perçu |
| EUROCONTROL | Organisation européenne pour la sécurité de la navigation aérienne |
| FAA | Federal Aviation Administration – Administration fédérale de l’aviation des États-Unis |
| Hz | Hertz |
| IC | Intervalle de confiance |
| ICC | Intraclass correlation – Coefficient de Corrélation Intra-classe |
| ID – DB | Îlot de diffusion – Dissemination block |
| IMPACT | Integrated Aircraft Noise and Emission Modelling Platform – Logiciel de modélisation du bruit et des émissions des aéronefs d’Eurocontrol |
| INM | Integrated Noise Model – Logiciel de modélisation du bruit des aéronefs de la FAA |
| INSEE | Institut National de la Statistique et des Études Économiques |
| $L_{Aeq, T}$ | Level A-weighted equivalent – Indicateur du niveau d’exposition sonore continu équivalent mesuré sur une période de temps spécifié (T) |
| L_{Amax} | Maximum A-weighted sound level – Indicateur du niveau sonore maximum d’un événement |
| LAU | Loi sur l’aménagement et l’urbanisme |
| LCM | Loi sur les compétences municipales |
| L_{day} | Day noise level – Indicateur du niveau sonore moyen pendant la journée |
| L_{den} | Day evening night noise level – Indicateur du niveau sonore moyen pour la journée. Une pondération est appliquée pour le jour, le soir et la nuit |
| L_{dn} – DNL | Day-night average sound level – Indicateur du niveau sonore moyen pour la journée. Une pondération est appliquée pour le jour et la nuit |
| $L_{evening}$ | Evening noise level – Indicateur du niveau sonore moyen pendant la soirée |
| L_{night} | Night noise level – Indicateur du niveau sonore moyen pendant la nuit |
| LUR | Land Use Regression – Régression de l’utilisation des sols |

| | |
|-------------------|--|
| MRC | Municipalité régionale de comté |
| MTOW | Maximum Take-Off Weight – Masse maximum au décollage |
| N70 | Nombre d'événements sonores dont le niveau L_{Amax} dépasse 70 dB(A) |
| NADP | Noise Abatement Departure Procedures – Procédures de départ antibruit |
| NAT | Number Above Threshold - Nombre d'événements au-dessus du seuil |
| NCP | Noise Compatibility Program – Programme de compatibilité acoustique |
| NDI | Noise Depreciation Index – Taux de dépréciation par variation unitaire du bruit |
| NEF | Noise Exposure Forecast – Prévion de l'ambiance sonore |
| NEMs | Noise Exposure Maps – Cartes d'exposition au bruit |
| NEP | Noise Exposure Projection – Prévion à long terme de l'ambiance sonore |
| NM | Nautical mile – Mille marin |
| NPD | Noise-Power-Distance – Relations Bruit-Puissance-Distance |
| OACI | Organisation de l'aviation civile internationale |
| OBNL | Organisme à but non lucratif |
| OMS – WHO | World Health Organization – Organisation mondiale de la santé |
| ONU | Organisation des Nations unies |
| OR | Odds ratio – Rapport de cotes |
| Pa | Unité de mesure en Pascal |
| PEB – NEP | Plan d'exposition au bruit – Noise exposure plans |
| PGS – NDP | Plan de gêne sonore – Noise disturbance plans |
| PIB | Produit intérieur brut |
| PLU | Plan Local d'Urbanisme |
| PM _{2,5} | Particules fines |
| PNLT | Tone-corrected Perceveid Noise Level – Niveau de bruit perçu corrigé des sons purs |
| PPBE | Plan de prévention du bruit dans l'environnement |
| PPD | Peak Planning Day – Journée de planification de pointe |

| | |
|-----------|--|
| RAC | Règlement de l'aviation civile canadien |
| RMR – CMA | Census Metropolitan Area – Région métropolitaine de recensement |
| SAD | Schéma d'aménagement et de développement |
| SEL | Sound Exposure Level – Niveau d'exposition au bruit |
| SFR | Seuil de faible revenu |
| SIG – GIS | Système d'information géographique – Geographic information system |
| t | La tonne (unité de masse) |
| UCC | United Church of Christ – Église unie du Christ |
| UE | Union européenne |

INTRODUCTION

Selon l'Organisation mondiale de la Santé (WHO 2011, 2018), le bruit environnemental, c'est-à-dire le bruit émis par toutes sources à l'exception de celles en milieu de travail, est un important enjeu de santé publique en raison de ses effets néfastes sur la santé et le bien-être des populations. En milieu urbain, le bruit affecte un nombre considérable de personnes. Le bruit produit par les infrastructures de transports (trafics routier, ferroviaire et aérien) représente la principale source de nuisances sonores devant le bruit issu des activités industrielles et de voisinage. La présence d'un réseau de transport dense en ville ainsi que la forte concentration de la population dans ce milieu, augmentent les risques d'exposition des populations aux nuisances sonores.

Comparativement aux bruits routier et ferroviaire, le bruit aérien est considéré comme la nuisance la plus dérangeante (Guski, Schreckenber et Schuemer 2017; Babisch et al. 2009; Miedema et Oudshoorn 2001; Miedema et Vos 1998). De nombreuses études ont mis en évidence les impacts sur la santé d'une telle nuisance qui sont tant physiques (par exemple, troubles du sommeil, risques d'hypertension artérielle et de maladies cardiovasculaires (Correia et al. 2013; Basner et al. 2017)), que psychosociales (par exemple, gêne et stress psychologique et difficultés cognitives accrues (Clark et al. 2012; Stansfeld et Matheson 2003)).

Ces dernières années, la hausse continue du trafic aérien et les conséquences qui en découlent en termes d'émissions sonores et ses impacts sur la santé et la qualité de vie suscitent de vives inquiétudes de la part des riverains des aéroports (Van den Berg, Verhagen et Uitenbroek 2015; Baudin et al. 2018). Bien que l'on reconnait l'importance du transport aérien sur l'économie régionale (Green 2007), de même que sur le développement économique urbain (Brueckner 2003), il n'en demeure pas moins que le transport aérien retient de plus en plus l'attention des scientifiques et de la classe politique, en raison de ses impacts négatifs sur la santé des populations exposées. Malgré la multiplication des mesures réglementaires dans la gestion du bruit aérien (par exemple, la mise en place de valeurs limites d'exposition au bruit des avions), de même que l'amélioration des performances acoustiques des avions, le développement du transport aérien soulève la question des nuisances sonores et de leurs effets sur la santé et leurs conséquences socio-économiques et territoriales. À cet égard, ces dernières années, de nombreuses plaintes ou de nombreux recours collectifs et individuels en matière de nuisances sonores ont été portés devant les tribunaux dans de nombreux pays. Ces revendications peuvent témoigner d'une inacceptation sociale d'un environnement sonore devenu nuisible pour la

personne (Rozec et Ritter 2003). Pour réduire le bruit provenant du transport aérien, de nombreux aéroports appliquent des mesures de réduction du bruit. Parmi ces mesures, figure la mise en place de couvre-feux de vols de nuit, de quotas de nuit, des aides financières pour insonoriser les logements des riverains qui subissent des nuisances sonores ou encore des pénalités et amendes aux exploitants d'aéronefs en cas de non-respect des procédures de réduction du bruit à l'atterrissage ou au décollage aux aéroports (Girvin 2009).

De façon générale, la distribution du bruit aérien est souvent limitée aux secteurs adjacents aux aéroports ou ceux situés sous les corridors aériens (Wolfe et al. 2014). Des recherches ont démontré que le bruit des avions peut avoir des conséquences négatives sur les prix des habitations (Nelson 2004; Schipper, Nijkamp et Rietveld 1998; Bateman et al. 2001), mais aussi sur la satisfaction résidentielle (Kroesen et al. 2010; Van Praag et Baarsma 2005; Lawton et Fujiwara 2016), ce qui peut affecter les choix résidentiels des individus. Par exemple, la baisse des valeurs foncières est susceptible d'attirer davantage de populations défavorisées (Martinez 2001; Faburel et Maleyre 2007; Sedoarisoa 2015). Ce faisant, certains groupes de population vulnérables pourraient se retrouver ainsi plus exposés à des niveaux élevés de bruit aérien, soulevant ainsi des enjeux d'équité environnementale.

Le concept de justice distributionnelle ou équité environnementale renvoie à la distribution ou au partage des éléments bénéfiques (ressources) et des éléments négatifs (sources de risque) par rapport à la localisation de groupes populationnels particuliers définis selon le statut socio-économique, l'âge ou encore l'appartenance ethnoculturelle (Walker 2012; Schlosberg 2007). Les travaux relevant de cette dimension de la justice environnementale ont démontré, principalement dans les villes nord-américaines et européennes, que certains groupes de la population subissent une exposition disproportionnée à des niveaux élevés de bruit aérien. Il s'agit des ménages à faible revenu, des communautés ethnoculturelles et des immigrants récents (Sobotta, Campbell et Owens 2007; Ogneva-Himmelberger et Cooperman 2010; Collins, Nadybal et Grineski 2020; Pelletier et al. 2013; Sedoarisoa 2015; Woodburn 2017). Par contre, à notre connaissance, aucune étude en équité environnementale n'a été recensée sur le bruit aérien au Canada. Pourtant, de nombreux travaux en équité environnementale ont été effectués sur les villes canadiennes, notamment en ce qui a trait à l'exposition aux nuisances comme les polluants atmosphériques (Buzzelli et Jerrett 2004, 2007; Carrier et al. 2014a, 2014b) et le bruit issu du trafic routier (Carrier, Apparicio et Séguin 2015; Carrier et al. 2019). D'autres ont porté sur l'accessibilité à des éléments positifs tels les parcs urbains (Apparicio et al. 2010; Smoyer-Tomic, Hewko et Hodgson 2004), le réseau cyclable (Houde, Apparicio et Séguin 2018), la végétation

urbaine (Pham et al. 2012; Apparicio, Séguin et Dubé 2016), ou encore sur la répartition des murs anti-bruit (Potvin, Apparicio et Séguin 2019). Par ailleurs, dans la littérature en équité environnementale, peu d'attention a été portée sur les populations physiologiquement vulnérables au bruit des avions. Parmi les populations à risques, les enfants et les personnes âgées sont particulièrement sensibles à des niveaux élevés de bruit aérien. Il a été rapporté qu'une exposition chronique à des niveaux élevés de bruit aérien peut affecter le développement cognitif des enfants (difficultés dans l'apprentissage, altération des fonctions cognitives et problèmes de concentration) (Basner et al. 2017). Concernant les personnes âgées, des études ont relevé que ces personnes sont plus sensibles aux effets du bruit dans leur milieu résidentiel en raison d'une mobilité plus réduite et du temps passé à la maison ce qui peut prolonger la période d'exposition (Li et al. 2021; Muzet 2007).

Ainsi, en raison du manque d'attention portée au bruit aérien dans le contexte canadien, il est crucial d'aborder cette question. Cette recherche s'intéresse donc à la distribution spatiale du bruit aérien dans une perspective d'équité environnementale dans les quatre plus grandes régions métropolitaines canadiennes, plus précisément dans les régions métropolitaines de recensement (RMR) de Toronto, Montréal, Calgary et Vancouver. Notre recherche vise à poser un diagnostic d'équité environnemental précis à l'égard du bruit aérien pour quatre groupes de la population vulnérables d'un point de vue socioéconomique ou physiologique (les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les personnes âgées et les enfants). Notre objectif général est d'explorer l'existence d'iniquités environnementales en termes d'exposition au bruit aérien dans les grandes métropoles canadiennes.

Cette thèse de doctorat s'articule autour de trois articles scientifiques. Le premier examine si certains groupes de la population (les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les personnes âgées de soixante-cinq ans et plus et les jeunes de moins de quinze ans) sont en situation d'iniquité à l'égard du bruit aérien dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes (Toronto, Montréal, Calgary et Vancouver) et si l'iniquité varie significativement d'une ville à l'autre et d'un groupe à l'autre. Cette recherche se base notamment sur l'indicateur préconisé au Canada pour mesurer les zones de gêne sonore associée au bruit aérien autour d'un aéroport, à savoir les courbes NEF (*Noise Exposure Forecast*). Des modèles de régression logistique à effets mixtes ont été réalisés afin d'évaluer l'existence d'iniquité à l'égard du bruit aérien. La contribution principale de cet article réside dans son approche comparative sur l'identification potentielle d'iniquités environnementales à l'égard du bruit aérien pour quatre groupes de population dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes.

Le deuxième article porte spécifiquement sur les enfants de 5 à 14 ans scolarisés dans la région métropolitaine de Toronto. Plus précisément, il s'agit de vérifier si les écoles primaires accueillant des enfants de la maternelle à la 8^e année d'étude (5 à 14 ans) issus de milieux défavorisés sont disproportionnellement localisées à proximité des aéroports et si les écoles primaires avec des niveaux de bruit aérien élevés présentent des niveaux de réussite scolaire plus faibles pour l'année scolaire 2017-2018. Des tests de Student (test *t*) ont été effectués pour réaliser le diagnostic d'équité environnementale tandis que pour évaluer l'impact du bruit sur la réussite scolaire, plusieurs modèles de régression ont été construits. La contribution de cet article se situe dans la mesure des différences de niveaux de bruit aérien autour des écoles primaires en fonction des caractéristiques socio-économiques de leur clientèle, ce qui, à notre connaissance, n'a jamais été effectué dans une étude d'équité environnementale au Canada.

Le dernier article pose un diagnostic d'équité environnementale dans une perspective longitudinale. L'objectif est double. Premièrement, cette recherche vise à évaluer, à partir de différentes mesures de bruit aérien, dans quelle mesure certains groupes de population vulnérables sont exposés à des niveaux de bruit aérien élevés dans leur milieu résidentiel avant et après le début de la pandémie de COVID-19 (2019 et 2020) dans la RMR de Montréal. Deuxièmement, nous voulons vérifier si l'utilisation d'un indicateur de bruit aérien plutôt qu'un autre génère des variations importantes dans les résultats et par conséquent en termes de zones et de populations affectées d'une part, et en termes de diagnostic d'équité environnementale d'autre part. Pour répondre à nos deux objectifs, nous modélisons les contours de bruit aérien de l'aéroport international de Montréal-Trudeau à partir de quatre mesures de bruit ($L_{Aeq,24h}$, L_{den} , L_{dn} et L_{Amax}) en 2019 et en 2020. Les données d'entrée du modèle sont récupérées à partir d'un site Web de suivi des vols en temps réel. La contribution majeure de cet article repose, d'une part, sur l'utilisation de données publiques sur le trafic aérien pour la modélisation du bruit et, d'autre part, sur la comparaison de différents types d'indicateurs de bruit aérien dans l'élaboration d'un diagnostic d'équité environnementale, ce qui n'a jamais été effectué dans la littérature en équité environnementale.

Finalement, cette thèse est composée de cinq chapitres. Le premier chapitre de la thèse est consacré à la revue de la littérature portant sur le bruit aérien en tant qu'objet de recherche et au cadre théorique dans lequel cette recherche s'inscrit, à savoir la justice environnementale et plus spécifiquement à sa dimension distributionnelle. Les objectifs, les questions et hypothèses de recherche y seront également présentés. Les trois articles scientifiques correspondent aux chapitres deux, trois et quatre. Le cinquième et dernier chapitre de cette thèse synthétise les

résultats obtenus dans les trois articles scientifiques. Ensuite, nous discutons des principaux enjeux soulevés dans chacun des articles. Enfin, nous aborderons les limites et les pistes de recherche futures.

CHAPITRE 1 : REVUE DE LITTÉRATURE ET PROBLÉMATIQUE

Dans ce premier chapitre, nous proposons une synthèse des connaissances sur la problématique du bruit aérien en milieu urbain dans une perspective d'équité environnementale. Dans une première section, nous effectuons une revue de la littérature sur le bruit aérien en abordant le domaine de l'acoustique. Cette section vise à identifier les paramètres qui influencent la propagation du bruit aérien dans l'environnement et les principales mesures acoustiques utilisées pour décrire l'exposition au bruit des avions. Dans une sous-section, nous discuterons aussi des modes de gestion du bruit des avions en termes de planification et d'aménagement du territoire. Ensuite, en abordant le domaine de la santé publique, nous présentons l'état des connaissances sur les effets du bruit aérien sur la santé des populations. Puis, nous présenterons le cadre théorique dans lequel cette recherche s'inscrit, à savoir, la justice environnementale. Dans notre recension des écrits, nous porterons une attention particulière à la dimension distributionnelle de la justice environnementale en lien avec le bruit aérien. Enfin, nous exposons les contributions de la thèse aux connaissances actuelles de la littérature en équité environnementale. À la suite de cet exercice, nous présentons à la fin de ce premier chapitre les principaux objectifs, les questions et les hypothèses de recherche.

1.1. Le bruit aérien, une nuisance environnementale

Le bruit est considéré comme la seconde nuisance environnementale la plus problématique pour la santé après la pollution atmosphérique (WHO 2018). L'OMS a estimé qu'au moins un million d'années de vie en bonne santé seraient perdues chaque année en Europe (WHO 2011) en raison de l'exposition à cette nuisance. En milieu urbain, les infrastructures de transports constituent une source importante des nuisances sonores. Le bruit des avions est devenu un problème environnemental dès le début des années 1960 avec l'introduction des avions à turboréacteurs et leur généralisation dans les services commerciaux internationaux (Zhang 2012). La libéralisation de marché du transport aérien à la fin des années 1970 couplée à l'accroissement de la population et l'étalement urbain autour des aéroports ont contribué à une notable augmentation du bruit, ce qui a soulevé de nombreux enjeux environnementaux. Même si dans les dernières décennies les avions sont devenus 75 % moins bruyants (Guarinoni et al. 2012 cité dans Murphy et King 2014, 153) en raison des progrès techniques, le bruit aérien est considéré comme la source de transport la plus dérangeante (Guski, Schreckenber et Schuemer 2017; Babisch et al. 2009; Miedema et

Oudshoorn 2001; Miedema et Vos 1998). En effet, il a été démontré à l'aide de courbes dose-réponse que pour un même niveau d'exposition au bruit, le bruit des avions est la source de bruit la plus gênante devant le bruit issu du trafic routier et ferroviaire. Bien que le bruit aérien soit très gênant, il affecte toutefois un nombre plus faible de personnes comparativement aux autres sources de transports (Murphy et King 2014). Selon l'Agence européenne pour l'environnement (AEE), en termes de personnes affectées, le trafic aérien représente, en Europe, la troisième source de bruit lié au transport après le trafic routier et ferroviaire avec 4 millions de personnes exposées à des niveaux élevés de bruit durant la journée (au-dessus du seuil de 55 dB(A) L_{den}) (Peris 2020). Au Canada, il n'existe pas d'évaluation précise du nombre de personnes impactées par des niveaux élevés de bruit aérien. Signalons toutefois que l'enquête téléphonique nationale de Michaud, Keith et McMurchy (2005) (échantillon de 2 565 Canadiens âgés de 15 ans et plus) visant à identifier la source de bruit environnemental la plus gênante a montré que parmi les Canadiens interrogés et qui étaient extrêmement gênés par le bruit environnemental (n=108), 7,2 % d'entre eux l'étaient par le bruit aérien, en 2002.

1.1.1. Définition du bruit

Indissociable des activités humaines, le bruit se présente comme un objet de recherche complexe qui englobe tant des dimensions acoustiques, culturelles et sociales que géographiques. D'un point de vue physique, le son est une variation de la pression qui se propage dans tous types de milieux (air, eau, solide) sous la forme d'ondes acoustiques (Martin, Deshaies et Poulin 2015). Les ondes sont ensuite captées par l'oreille et interprétées par le cerveau. La notion de bruit intervient lorsqu'un son entraîne une sensation de gêne ou de désagrément. Un bruit peut donc être défini comme un son indésirable (Berghlund, Lindvall et Schwela 1999). Au-delà des caractéristiques intrinsèques d'un individu (par exemple, l'âge, le sexe, etc.), de nombreux éléments non acoustiques viennent également moduler cette sensation de gêne; le vécu sonore et le contexte social et culturel amènent une dimension personnelle dans la façon de subir ou de qualifier un bruit. Ce dernier est donc à la fois un phénomène physique et psychologique (Muzet 2007). Cela explique que la perception d'un son change d'un individu à l'autre. Le bruit est donc une notion subjective.

Un bruit ou un son est caractérisé par trois différents paramètres :

- **La fréquence** fait référence au nombre de vibrations par seconde. Elle peut être mesurée en hertz (Hz). Plus un son est grave, plus sa fréquence est basse et plus un son est aigu, plus sa fréquence est élevée.
- **L'intensité** dépend de l'amplitude de la vibration. L'intensité fait référence au niveau sonore qui correspond aux variations de pression plus ou moins fortes dans l'air ambiant. L'unité la plus couramment admise pour mesurer un son est le décibel (dB) qui caractérise l'intensité d'un son à un moment donné. Étant donné que l'oreille humaine est peu sensible à certaines fréquences (inférieures à 20 Hz et supérieures à 20 000 Hz), le décibel pondéré A (noté dB(A)) est principalement utilisé pour prendre en compte le niveau sonore réellement perçu par l'oreille humaine. Les niveaux de pression acoustique d'un son peuvent être mesurés en Pascal (Pa), mais il est exprimé de manière plus pratique sous la forme d'une échelle logarithmique (en dB). Il n'est donc pas possible d'additionner ni d'en calculer la moyenne, car ce n'est pas une mesure linéaire. Par exemple, lorsqu'il y a deux sources de bruit identiques de 80 dB, cela revient à augmenter le niveau sonore de 3 dB au niveau initial (par exemple, 80 dB + 80 dB = 83 dB). De ce fait, lorsque l'intensité d'un son double cela représente une augmentation de 3 dB. L'échelle des décibels va ainsi de 0 à 130 dB, mais en général, le seuil de perception ou seuil d'audibilité pour l'être humain est de l'ordre de 0 dB (zéro absolu) et le seuil de douleur avoisine les 120 dB; néanmoins, l'appareil auditif peut subir des dommages à partir de 85 dB et les effets sur la santé peuvent se faire ressentir à partir de 55 dB (A) (Tableau 1.1).

Tableau 1.1 : Seuils des niveaux de bruit

| Niveau sonore | 50 dB(A) | 55-60 dB(A) | 80-85 dB(A) | 120 dB(A) | 130 dB(A) |
|------------------------|----------------------|--|---|----------------------------|----------------------------|
| Réactions humaines | Début du dérangement | Apparition des effets extra-auditifs du bruit (fatigue, stress du sommeil, etc.) | Seuil de danger Conversation difficile | Seuil de douleur | Douleur |
| Événements acoustiques | Pluie modérée | Conversation à voix normale | Rue avec un trafic intense | Avion au décollage à 300 m | Avion au décollage à 100 m |

Source : Synthèse de Martin, Deshaies et Poulin (2015).

- **La durée** fait référence au temps d'émission du son. Elle est exprimée en seconde. En fonction de leur durée, trois types de son peuvent être caractérisés : continu, intermittent ou impulsionnel (Martin, Deshaies et Poulin 2015).

1.1.2. Les sources et les paramètres de propagation du bruit aérien

Le bruit produit par les avions à réaction en vol est constitué d'un ensemble complexe de sources. Il provient principalement de deux types de sources (Zhang 2012) : l'une mécanique et l'autre aérodynamique.

Le bruit mécanique, autrement dit celui généré par le fonctionnement des moteurs et des réacteurs (bruit du rotor pour les avions à hélices), résulte de la génération de jet provoqué par l'expulsion à grande vitesse des gaz et de l'air à la sortie de la tuyère qui crée de grandes fluctuations de pression. Perceptibles à une altitude de 3 000 pieds ou moins et diffusés de façon non homogène dans plusieurs directions, les niveaux sonores varient en fonction de la vitesse d'expulsion du gaz dans l'air (Smith 2004). De plus, l'émission sonore d'un avion dépend de ses différents stades d'exploitation (décollage et atterrissage), mais également de la poussée du moteur qui varie avec la vitesse, le poids et le taux de montée de l'avion (Murphy et King 2014). Par exemple, lors des phases de décollage, les moteurs tournent à plein régime, le bruit émis par les moteurs est donc très important. Généralement, un avion gros porteur au décollage peut atteindre un niveau sonore d'environ 120 dB(A) à 300 m (Martin, Deshaies et Poulin 2015). Par ailleurs, on distingue aussi des bruits internes qui sont liés aux parties tournantes du moteur, en particulier lors de la phase de combustion du kérosène. En revanche, depuis les années 1970, le bruit d'origine mécanique a été considérablement réduit dans l'aviation civile grâce aux avancées techniques (par exemple, introduction des turboréacteurs double flux ou turbofan). Par exemple, la présence de ventilateurs plus gros sur les moteurs ralentit la vitesse de l'air d'échappement, ce qui réduit à la fois le bruit et la consommation de carburant (Manuel 2005). Les moteurs conçus aujourd'hui sont donc plus silencieux, notamment en raison de l'approche équilibrée (*balanced approach*) de la gestion du bruit de l'Organisation de l'aviation civile internationale (OACI) qui se traduit, entre autres, par des exigences strictes en matière de certification acoustique des avions. Nous y reviendrons plus longuement dans la section 1.1.5.

Le bruit aérodynamique est l'autre source majeure du bruit généré par les avions. Il est provoqué par les turbulences aérodynamiques induites par le contact de l'air sur la surface de l'aéronef en

mouvement (Murphy et King 2014) (Figure 1.1). En dehors des phases de roulage et d'activités de soutien au sol, le bruit aérodynamique est particulièrement important lors des phases d'approche et d'atterrissage en raison du déploiement des trains d'atterrissage, des volets et des becs de l'avion qui empêchent l'air de s'écouler plus facilement sur les parois de l'appareil. Dû aux progrès techniques réalisés sur les moteurs, notamment pour les avions gros porteurs, le bruit aérodynamique devient une source de bruit aussi importante que le bruit mécanique (Murphy et King 2014). Cette source de bruit est prépondérante lors de l'atterrissage, car les avions restent plus longtemps à basse altitude pendant cette phase de vol. Compte tenu des contraintes aérodynamiques et de l'augmentation de la taille des aéronefs, cette source de bruit est difficile à réduire.

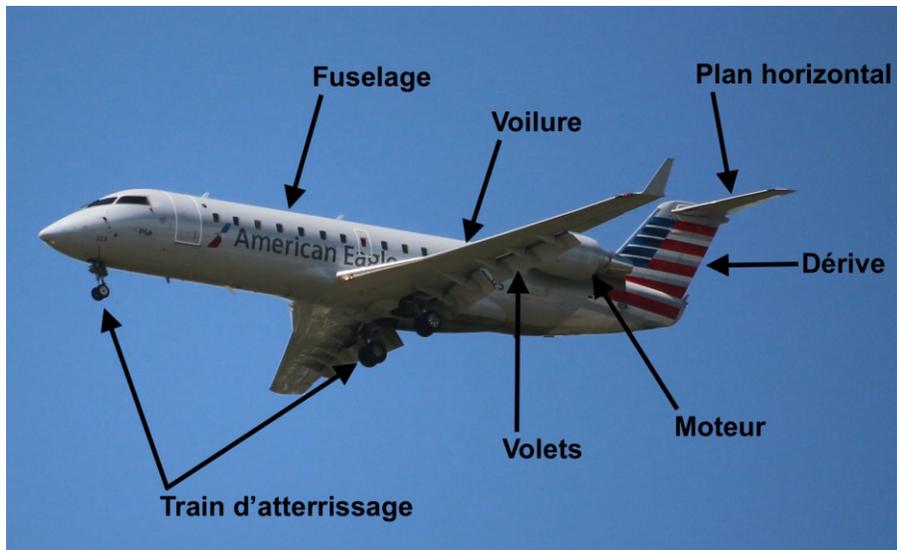


Figure 1.1 : Description des principales sources de bruit aérodynamique d'un avion

Source : Audrin Thomas 2021

Généralement, il est difficile d'estimer la propagation du bruit généré par le trafic aérien autour d'un aéroport, en raison d'une part, de l'absence d'un réseau physique (les trajectoires de vol décrivant le mouvement d'un avion en trois dimensions sont des lignes imaginaires), et d'autre part, à cause de la complexité de la propagation du bruit des avions qui dépend de plusieurs facteurs environnementaux. D'un point de vue physique, le bruit généré par un aéronef est une source ponctuelle omnidirectionnelle, c'est-à-dire que la nature des ondes sonores émises est de type sphérique. L'énergie acoustique est donc répartie sur une surface sphérique de plus en plus grande. De ce fait, en s'éloignant de la source de bruit, l'amplitude de l'onde diminue avec la distance (divergence géométrique). Autrement dit, le niveau de bruit décroît à mesure que l'on s'éloigne de la source.

Au-delà des performances acoustiques intrinsèques à chaque aéronef, le bruit perçu au sol est tributaire des conditions d'exploitation (trajectoires de vol), des conditions géométriques (topographie) et atmosphériques (vent, humidité, température) du milieu de propagation, de la distance entre l'avion et le récepteur au sol (une personne), de l'état de la circulation (volume et composition du trafic), mais également de la présence ou non d'obstacles sur le trajet du son (Daigle 2007). Cette liste est non exhaustive, mais elle regroupe autant de facteurs explicatifs qui peuvent influencer la propagation des ondes sonores. Par exemple, le bruit perçu au sol dépend de la trajectoire et de l'altitude de l'avion, car la distance entre la source et le récepteur modifie l'empreinte sonore. D'un point de vue théorique, une diminution de l'ordre de 2,5 dB(A) peut être constatée si on relève l'altitude de survol d'un avion de 900 m à 1 200 m et qu'on mesure le niveau sonore à la verticale de sa trajectoire (Bruitparif 2011). Cette réduction d'environ 3 dB(A) est loin d'être anodine, car cela revient pratiquement à diviser par deux fois le niveau sonore. La vitesse est également un facteur important, car elle affecte le temps d'émission (Schäffer et al. 2011). À ce sujet, un avion qui vole plus lentement et à basse altitude est moins bruyant, néanmoins la durée de l'exposition sera plus importante. D'ailleurs, en été, l'air étant moins porteur, les avions montent moins vite et survolent les territoires aux abords de l'aéroport à plus basse altitude tandis que les moteurs exercent davantage de poussée, ce qui génère davantage de bruit. Les niveaux de bruit seront donc plus élevés lors de cette phase de vol.

Par ailleurs, les caractéristiques très variables des constructions des bâtiments (principalement, leur disposition et leurs formes) peuvent affecter la propagation du bruit aérien en milieu urbain. Contrairement au bruit routier, les ondes acoustiques générées par le survol d'un avion se propagent avec un certain angle d'inclinaison (Flores et al. 2019). Par conséquent, les bâtiments n'agissent pas nécessairement comme des barrières qui absorbent le bruit des avions lorsque l'altitude des vols est élevée (supérieur à 2 000 m) (Schlatter, Köpfler et Wunderli 2018). En revanche, il a été constaté que certaines formes et dispositions urbaines peuvent réduire les niveaux de bruit en façade des bâtiments (Flores et al. 2017). Par exemple, les topologies en *U* ou en *L* sont susceptibles de modifier le niveau de bruit des avions. Les résultats de l'étude de Flores et al. (2017) montrent que les rues en forme de *U* augmentent les niveaux de pression acoustique en raison des nombreuses réflexions et phénomènes ondulatoires. À l'inverse, les topologies en *L* induisent moins de réflexion, ce qui réduit les niveaux de bruit en façade. D'un autre côté, Hao et Kang (2014) ont souligné que la morphologie urbaine, les types de façade et les matériaux utilisés dans la construction des bâtiments jouent un rôle plus important que le rehaussement des altitudes de survols des avions dans la réduction du bruit. Par ailleurs, au cours

des dernières décennies, d'importants progrès ont été réalisés dans la qualité de l'isolation acoustique des bâtiments. Des travaux ont démontré que les fenêtres insonorisées de haute qualité constituent une barrière importante contre le bruit aérien (Preisendörfer et al. 2021; McMullan 2017).

1.1.3. Modélisation du bruit aérien

Pour mesurer les niveaux de bruit générés par le trafic aérien autour d'un aéroport, il existe deux principales approches quantitatives. La première consiste à utiliser des mesures physiques à l'aide de sonomètres ou de stations fixes. Cette technique est utile à des fins rétrospectives (Fidell et Mestre 2020). Par exemple, de nombreux aéroports utilisent un système de surveillance permanent du bruit pour contrôler les niveaux sonores associés au trafic aérien. Ces mesures de terrain permettent d'analyser finement les variations du bruit au cours du temps. Néanmoins, cette approche n'est pas très pratique pour évaluer les niveaux de bruit dans une vaste zone géographique, car elle nécessite de nombreux équipements. Par ailleurs, les mesures prises sur le terrain peuvent être polluées par d'autres sources de bruit, ce qui peut rendre difficile la distinction entre le bruit réel de l'avion et d'autres sources de bruit (Raimbault et Dubois 2005 cités dans Wu et Redonnet 2021, 2).

La seconde approche consiste à prédire les niveaux de bruit et repose sur la modélisation mathématique. Elle est utilisée dans les analyses prospectives, notamment dans les études d'impact environnemental (par exemple, pour étudier l'impact sur le voisinage des projets de construction ou d'agrandissement des aéroports). Cette démarche se base sur des outils empiriques qui calculent l'impact du bruit des avions autour des aéroports. La modélisation mathématique repose sur l'utilisation d'outils de calcul informatique permettant de prendre en compte les différents paramètres d'émissions et les éléments qui influencent la propagation du bruit des avions dans l'environnement. Selon Filippone (2014), les méthodes de prédiction du bruit des avions peuvent être classées en deux catégories. La première est la méthode dite théorique (*theoretical methods*) qui se base sur des modèles physiques de production et de propagation du bruit et qui fournit des résultats très précis, mais dont les paramètres d'entrée sont nombreux et nécessitent des temps de calcul élevés. Cette méthode de prédiction du bruit est particulièrement utilisée dans l'industrie aéronautique lors de la conception des aéronefs. La seconde méthode dite de bonnes pratiques (*best practices methods*) repose principalement sur des modèles empiriques et des bases de données de mesure et des sous-modèles permettant des prédictions

plus simples et plus rapides des niveaux de bruit aérien. Cette dernière catégorie est largement utilisée par différentes autorités nationales de l'aviation civile pour simuler les niveaux de bruit des avions autour des aéroports à l'aide d'un logiciel dédié (par exemple, le logiciel AEDT ou anciennement INM utilisé par la *Federal Aviation Authority* aux États-Unis, le modèle ANCON au Royaume-Uni et ECAC Doc. 29 pour l'Union Européenne).

Bien que complexe, la modélisation du bruit repose avant tout sur la construction d'une grille de points au sol (*grid of points*) qui couvre la zone d'étude souhaitée autour d'un aéroport donné. Les niveaux de bruit sont calculés à chaque point de la grille et des contours de bruit sont construits en sortie du modèle. Un contour de bruit est une ligne (ou isoligne) sur une carte qui représente des niveaux égaux de bruit. Selon Fidell et Mestre (2020), la modélisation des niveaux de bruit repose sur plusieurs opérations mathématiques : I) l'utilisation d'algorithmes de propagation du son; II) le calcul des distances obliques entre l'avion et chaque point de la grille, c'est-à-dire la distance la plus courte entre l'aéronef et le point de la grille; III) le calcul du profil de vol en fonction de l'altitude, de la vitesse et de la poussée de chaque avion; IV) le calcul des niveaux d'émissions sonores en de nombreux points sur les trajectoires de vol des avions (données NPD (*Noise Power Distance*) disponibles dans la base de données ANP (*Aircraft Noise and Performance*)); V) les données relatives aux caractéristiques du milieu (par exemple, la topographie et les conditions météorologiques). Ce processus est ainsi répété pour chaque opération de vol sur une journée moyenne annuelle. Les documents de référence en matière de méthode de calcul de bruit des avions sont le Doc. 29 (4^e édition) (ECAC 2016) et le Doc. 9911 (2^e édition) de l'OACI (ICAO 2018).

1.1.4. Les principales mesures du bruit aérien

Pour représenter les caractéristiques du bruit sur une période donnée et mieux rendre compte de l'impact du bruit aérien sur les populations riveraines des aéroports, il appert que la question des indicateurs utilisés est primordiale. Bien que la réaction humaine au bruit soit complexe, de nombreuses mesures ont été développées pour décrire au mieux les impacts du bruit par rapport à la réaction de la communauté locale. Dans le cadre du bruit aérien, deux principaux types d'indicateurs sont utilisés : les indices énergétiques (ou cumulatifs) et événementiels (ou événement unique).

1.1.4.1 Les indicateurs énergétiques

Les indicateurs énergétiques prennent en compte le cumul de bruit sur une période donnée qui est généralement de 24 heures. La plupart des études d'impact les utilisent puisqu'ils mesurent les niveaux de bruit moyens autour d'un aéroport pour une durée spécifique (UE 2002). Cinq indicateurs énergétiques sont couramment utilisés pour décrire l'exposition au bruit, soit le $L_{Aeq,T}$, le L_{den} , le L_{night} et le DNL ou L_{dn} et le NEF (*Noise Exposure Forecast*).

L'indice $L_{Aeq,T}$ (*Level A weighted equivalent*) correspond au niveau de bruit équivalent continu pondéré A. Cet indicateur cumule toutes les variations de bruit au cours d'une période de temps (T) exprimé en dB(A). Le $L_{Aeq,T}$ peut être calculé pour n'importe quelle période, mais les plus courants sont le $L_{Aeq,16h}$ et le $L_{Aeq,24h}$. Si l'on s'intéresse uniquement au bruit aérien, le niveau équivalent sera mesuré sur la durée du passage de l'avion. Cet indice a été traditionnellement utilisé par l'OMS (WHO) (Berglund, Lindvall et Schwela 1999) et il recommande, peu importe la source de bruit, un seuil d'exposition au bruit à ne pas dépasser de 55 dB(A) $L_{Aeq,24h}$, tandis qu'en Angleterre la valeur retenue est de 57 dB(A) $L_{Aeq,16h}$ (CAA 2020). La formule du $L_{Aeq,T}$ est la suivante :

$$L_{Aeq,T} = 10 \log \left\{ 1/T \int_{t_1}^{t_2} \left(\frac{p_A(t)}{p_0} \right)^2 dt \right\}$$

où T est la période de temps, $p_A(t)$ est la pression acoustique instantanée et p_0 est la pression de référence ($20 \mu P_a$), t_1 et t_2 sont les instances définissant l'intervalle de temps pour l'événement; t_1 , t_2 et dt sont exprimés en secondes (Heleno, Slama et Bentes 2014).

L'indice L_{den} (*Day evening night noise level*) est un indicateur du niveau sonore continu cumulé pour une période de 24 heures. Il est calculé sur la base des niveaux équivalents continus de bruit mesurés sur trois périodes : le jour, la soirée et la nuit. Des pénalisations sont appliquées selon la période de la journée (ajout de 5 dB(A) en soirée et 10 dB(A) de nuit). Cet indicateur est couramment utilisé, car il est représentatif de la gêne subie par le bruit sur une journée. L'indice L_{night} ou L_n (*Night noise level*) est identique au L_{den} sauf qu'il considère uniquement l'exposition de bruit cumulée pendant la période nocturne (22h à 6h ou 23h à 7h). Étant donné que la gêne est plus importante durant la nuit, une pénalisation de 10 dB(A) est appliquée pour cette période. L'Organisation mondiale de la santé recommande une valeur moyenne d'exposition au bruit des avions dans les secteurs résidentiels de 45 dB(A) L_{den} et de 40 dB(A) L_n afin de limiter les effets néfastes du bruit sur la santé (WHO 2018). Toutefois, notons que dans une revue systématique

récente sur le bruit aérien, Gjestland (2018) recommande une limite d'exposition de 53 dB(A) L_{den} . La formule du L_{den} est calculée comme suit :

$$L_{den} = 10 \log \frac{1}{24} (12 \cdot 10^{0.1 L_{day}} + 4 \cdot 10^{0.1(L_{evening}+5)} + 8 \cdot 10^{0.1(L_{night}+10)})$$

où L_{day} représente le $L_{aeq, T}$ pour la période de jour (6h à 18h); $L_{evening}$ représente le $L_{aeq, T}$ pour la période de la soirée (18h à 22h); L_{night} représente le $L_{aeq, T}$ pour la période de nuit (22h à 6h).

Le DNL ou L_{dn} (*Day-night average sound level*) est similaire au L_{den} . Il représente l'accumulation totale de toute l'énergie sonore répartie uniformément sur une période de 24 heures avec une pénalité de 10 dB(A) pour la période de nuit (22h à 7h). Ce type d'indicateur est notamment employé aux États-Unis pour analyser l'exposition au bruit des avions à proximité des aéroports. À ce sujet, la *Federal Aviation Administration* (FAA) a fixé à 65 dB(A) L_{dn} le seuil au-dessus duquel le bruit aérien a un impact significatif sur la population. Le L_{dn} est obtenu à partir de la formule suivante :

$$L_{dn} = 10 \log \left[\left(\frac{15}{24} \right) \times 10^{L_d/10} + \left(\frac{9}{24} \right) \times 10^{(L_n+10)/10} \right]$$

où L_d et L_n sont les $L_{aeq, T}$ à long terme tels que définis par l'Organisation internationale de normalisation (ISO 1987), respectivement de 7h à 22h pour le jour et de 22h à 7h pour la nuit.

Finalement, l'indicateur de prévision de l'ambiance sonore (PAS) ou NEF (*Noise Exposure Forecast*) est défini selon (Bradley 1996a, 15) comme « une mesure à nombre unique du bruit global produit par un aéronef ». Cette mesure a été créée en 1967 par la FAA et combine à la fois le bruit produit individuellement par un aéronef et le nombre d'aéronefs à un aéroport donné pour donner une moyenne de bruit. Le calcul de la mesure NEF se fait sur la journée de planification de pointe de 24 heures ou PPD (*Peak Planning Day*) qui correspond à un jour du 95^e centile, où seulement 5 % des jours de l'année ont plus de mouvements aérien que ce jour-là (Bradley 1996a). Le nombre d'opérations d'un PPD est estimé en prenant la moyenne des sept jours les plus chargés des trois mois les plus chargés de l'année (21 jours) (Bradley 1996a). Le NEF est exprimé en EPNL et fournit une mesure de l'énergie sonore totale générée par les avions au cours d'une période typique de 24 heures. D'ailleurs, une pénalité de 12 dB(A) est appliquée pour le bruit nocturne (22h à 7h).

Selon Bradley (1996a), le NEF se définit comme suit :

$$NEF = \langle EPNL \rangle + 10 \cdot \log(N_d + 16,67 \cdot N_n) - 88$$

où $\langle EPNL \rangle$ est le EPNL moyen des survols d'aéronefs, le N_d et N_n sont respectivement le nombre d'activités diurnes (7h à 22h) et nocturnes (22h à 7h). Le facteur 16,67 représente une

pondération (en dB) pour les vols de nuit. Le nombre constant de -88 est employé pour différencier les niveaux effectifs de bruit perçu (EPNL) avec les valeurs NEF.

Valable pour une période de 5 à 10 ans ou plus de 10 ans pour les projections d'exposition au bruit (NEP), cet indicateur est utilisé au Canada¹ pour planifier l'utilisation des terrains au voisinage des aéroports et délimiter les secteurs affectés par le bruit des avions. À un seuil NEF 25 (équivalent à 56,5 dB(A) L_{dn}), il peut avoir des effets indésirables sur la santé (Bradley 1996a). D'autres pays ont adopté le système NEF pour mesurer les impacts du bruit des avions autour des aéroports. Par exemple, l'Australie utilise l'ANEF (*Australian noise exposure forecast*) qui est une version pratiquement identique à la mesure NEF, excepté pour les pondérations qui varient en fonction des heures de la journée.

1.1.4.2 Les indicateurs événementiels

Les indicateurs événementiels font référence au niveau de bruit maximum et aux pics de bruit. Un pic de bruit peut être défini comme une émergence sonore par rapport au bruit de fond. Ces indices permettent de mieux prendre en compte les événements bruyants ponctuels qui présentent de larges fluctuations au cours du temps, ce qui est particulièrement pertinent pour le bruit des avions. En revanche, ils ne fournissent aucune information sur l'exposition cumulée au bruit. Les indicateurs événementiels sont utilisés dans les études épidémiologiques pour analyser les effets sur le sommeil d'une exposition à court terme au bruit aérien (Quehl, Mueller et Mendolia 2017; Basner et McGuire 2018). Par exemple, la mesure L_{Amax} (*Maximum A-weighted Sound Level*) correspond à l'intensité maximale associée au survol d'un aéronef. Autrement dit, elle peut être définie comme la valeur $L_{aeq,1sec}$ la plus élevée (Dekoninck 2020). Le L_{Amax} est particulièrement utile pour décrire le bruit aérien (mesuré en dB(A)), car il permet d'isoler le niveau sonore maximal pendant le survol d'un avion.

D'autres mesures s'intéressent aux caractéristiques des événements sonores des avions tels que le SEL (*Sound Exposure Level*), l'EPNL (*Effective Perceived Noise Level*) et le NAT (*Noise Event Above a Threshold*) ou N (*Number*). Signalons que les indicateurs SEL et EPNL mesurent l'exposition sonore totale au cours d'un événement, tandis que l'indicateur NAT mesure le niveau de bruit maximum pendant l'événement. À la différence de l'indice L_{Amax} , l'indicateur d'exposition SEL est plus robuste, car il considère à la fois le niveau d'énergie d'un pic de bruit, mais aussi la

¹ Le logiciel NEFCalc permet d'estimer les NEF.

durée de l'événement et son évolution sur une courte période (durée de référence d'une seconde). L'utilité d'un tel indice permet de comparer deux événements provenant d'une même source et de durées différentes. Le SEL est exprimé selon l'équation suivante :

$$\text{SEL} = 10 \log_{10} \int_{t_1}^{t_2} \frac{p^2(t)}{p_{ref}^2} dt$$

où p est la pression sonore, p_{ref} la pression de référence ($20 \mu P_a$), t_1 et t_2 sont les instances définissant l'intervalle de temps de l'événement exprimé en seconde.

La mesure du niveau effectif de bruit perçu ou EPNL (*Effective Perceived Noise Levels*) est une mesure numérique d'un événement unique ajusté pour évaluer l'effet subjectif sur l'être humain du bruit des avions. En d'autres termes, l'EPNL est une mesure de la gêne humaine générée par le bruit des avions. Cette mesure est notamment utilisée par l'OACI pour la certification acoustique des aéronefs commerciaux. Cette mesure est dérivée du niveau de bruit perçu corrigé par la tonalité ou PNLT (*Tone-corrected Perceived Noise Level*) qui prend en considération les composants de tonalité (fréquences²), ainsi que la durée du bruit (durée de référence de 10 secondes dans le cas d'un survol d'un aéronef). Il est exprimé en décibels noté EPNdB (*Effective Perceived Noise Decibels*). Le calcul de l'EPNL est complexe. La procédure est spécifiée dans les documents de l'ICAO (2017) (Annexe 16, Volume 1) et de la FAA (2016) (Part 36, Appendix A).

Le NAT ou N représente le nombre d'événements sonores (mouvements d'avions) qui atteignent ou dépassent un certain seuil (mesurée en dB(A)) au cours d'une période donnée. Il peut être exprimé en L_{Amax} ou en SEL. Le NAT ou N est facile d'interprétation et il est bien adapté pour le grand public (Zaporozhets 2016). Par exemple, le NA65 correspond au nombre d'événements dont le niveau maximal L_{Amax} dépasse 65 dB(A). Le N70 est notamment utilisé en Australie (Southgate 2011). Le seuil de 70 dB(A) a été choisi, car à ce niveau, le bruit peut provoquer des interruptions à la conversation et à l'écoute (une conversation normale se produit autour de 55-60 dB(A)). En France, l'autorité de contrôle des nuisances aéroportuaires (ACNUSA) recommande l'utilisation de l'indicateur NA (exprimé en L_{Amax}) pour bénéficier d'aides à l'insonorisation pour toutes zones situées en dehors du PGS (Plans de gêne sonore) et subissant soit 200 survols à NA62 ou 100 survols à NA65.

² Des études psychoacoustiques ont démontré que les décibels pondérés A, B ou C ne sont pas optimisés pour les hautes fréquences acoustiques émises par les avions (Kryter 1959).

1.1.5. Les modes de gestion du bruit des avions

Bien que les avions soient devenus 75 % moins bruyants au cours des trente dernières années (Guarinoni et al. 2012 cité dans Murphy et King 2014, 153), le volume croissant du trafic aérien et la densification des populations aux abords des aéroports font que de nombreuses personnes sont exposées à cette nuisance. Afin d'assurer la durabilité de l'aviation, la maîtrise des nuisances sonores autour des aéroports est un enjeu majeur, mais complexe qui regroupe différentes compétences. À travers le monde, les réglementations et législations en matière de gestion du bruit aérien sont nombreuses et dépendent avant tout « *des réalités géographiques, économiques, sociales et politiques de chaque pays* » (Smargiassi et al. 2014, 5). La plupart d'entre eux possèdent leur propre législation en matière de gestion du bruit des avions, mais ils se conforment aux normes et aux recommandations de l'approche équilibrée (*balanced approach*) de l'OACI.

1.1.5.1 L'approche équilibrée de la gestion du bruit des avions par l'OACI

L'Organisation de l'aviation civile internationale (OACI) est une institution spécialisée des Nations Unies (ONU) créée en 1944 lors de la Convention de Chicago et entrée en vigueur en 1947. Le siège de l'OACI est situé à Montréal, au Canada. Elle est chargée de favoriser le développement sécuritaire et normalisé de l'aviation civile à l'échelle mondiale. Elle élabore des politiques et des normes et propose des recommandations autour de cinq objectifs stratégiques : 1) renforcer la sécurité de l'aviation civile à l'échelle mondiale; 2) accroître et améliorer la capacité et l'efficacité de la navigation aérienne; 3) renforcer la sûreté et la facilitation de l'aviation civile; 4) renforcer le développement économique du transport aérien; 5) protéger l'environnement.

Le bruit des avions est devenu un problème environnemental majeur au début des années 1950 avec le développement commercial des avions à réaction. L'OACI a reconnu dès les années 1960 qu'il était nécessaire de réglementer les aspects environnementaux du transport aérien (Mahashabde et al. 2011). Dans ce contexte, l'OACI a établi dans les années 1970 des plafonds en matière de bruit en répartissant les avions, en fonction de leur année de conception, de leur type et de leur poids en différentes catégories appelées « *Chapitre* ». Les normes de certification acoustique figurent dans le Volume 1 – Bruit des aéronefs de l'Annexe 16 – Protection de l'environnement (ICAO 2017) et sont disponibles dans la base de données NoisedB élaborée par la DGAC française et par l'OACI. Les seuils sont exprimés en EPNdB et sont basés sur le niveau

d'émission sonore maximal d'un aéronef en trois points de mesure aux alentours de l'aéroport (mesures représentatives du bruit à l'atterrissage, sur la piste et au décollage) et selon la masse maximale au décollage ou MTOW (*Maximum Take-Off Weight*). Signalons qu'actuellement les normes de certification acoustiques sont plus sévères que par le passé en raison de l'évolution des progrès technologiques dans la conception des avions.

Selon l'OACI (2017), nous distinguons quatre générations d'avions :

- 1) Le *Chapitre 2* concerne les avions à réaction subsoniques certifiés avant 1977 (par exemple, un Boeing 727);
- 2) Le *Chapitre 3* concerne les avions à réaction subsoniques certifiés entre 1977 et 2006 (par exemple, un Boeing 737) ;
- 3) Le *Chapitre 4* concerne les avions à réaction subsoniques certifiés de 2006 à 2017 pour les avions de plus de 55 t et de 2006 à 2020 pour les avions de moins de 55 t (par exemple, un A310). Par rapport au *Chapitre 3*, les normes fixées au *Chapitre 4* conduisent à une diminution de 10 dB sur les trois points de mesure ;
- 4) Le *Chapitre 14* concerne les avions à réaction subsoniques de plus de 55 t certifiés à partir de 2018, et les avions de moins de 55 t (par exemple, un A318) certifiés à partir de 2020. Par rapport au *Chapitre 4*, les normes fixées au *Chapitre 14* conduisent à une réduction de 7 dB sur les trois points de mesure.

En 2001, l'OACI a reconnu que l'exposition de la population au bruit des avions est la conséquence la plus néfaste de l'exploitation des aéroports (Dobruszkes et Efthymiou 2020). Elle a présenté un programme de lutte contre le bruit qui ne cible plus uniquement la gestion du bruit des aéronefs à la source (certifications acoustiques), mais aborde de nouveaux éléments d'orientation afin de prendre en compte le concept d'approche équilibrée de la gestion du bruit au niveau des aéroports (ICAO 2001a). Le principe de l'approche équilibrée consiste à traiter les problèmes des nuisances sonores générées par les avions au voisinage des aéroports, puis à analyser les divers moyens disponibles pour les atténuer.

Quatre principaux moyens sont utilisés :

- 1) La réduction du bruit à la source par l'utilisation d'aéronefs plus silencieux. Par exemple, le durcissement progressif des normes de certification acoustique des avions peut être un moyen de réduction du bruit à la source.
- 2) La planification et la gestion de l'utilisation des terrains au voisinage des aéroports afin de limiter l'exposition des populations au bruit lié à l'aviation civile. Par exemple, l'OACI recommande d'appliquer une méthode uniforme d'évaluation du bruit au voisinage des aéroports à partir des courbes de niveau de bruit.
- 3) L'utilisation de procédures opérationnelles d'atténuation du bruit. Par exemple, la mise en place de règles d'utilisation des pistes et des procédures spécifiques pour l'approche, les décollages et les atterrissages afin de limiter les émissions sonores autour des aéroports.
- 4) Les restrictions d'exploitation du trafic aérien. Cet élément représente toute action d'un aéroport dans le but de contrôler le bruit. Par exemple, la mise en place de restrictions d'accès à certains types d'avions, à une certaine piste ou durant certaines périodes de la journée (fermeture nocturne des pistes ou couvre-feu) à un aéroport.

Ainsi, l'objectif de l'application de l'approche équilibrée est d'aider les pays à traiter la problématique du bruit des avions d'une manière respectueuse de l'environnement et des citoyens et économiquement responsable. L'OACI encourage ses États membres à adopter le principe de l'approche équilibrée dans leur propre réglementation en matière de gestion du bruit des avions aux aéroports. Toutefois, même si les États membres adoptent l'approche équilibrée, chaque pays a sa propre réglementation nationale.

1.1.5.2 La gestion du bruit aérien au Canada

Au Canada, la gestion du bruit des avions nécessite la collaboration de plusieurs entités, telles que Transports Canada, l'OACI, NAV CANADA, les exploitants des aéroports et des aéronefs et les municipalités. À l'échelle nationale, le transport aérien relève de la compétence du gouvernement fédéral. Transports Canada possède les grands aéroports³ qui desservent une

³ Concernant les petits aéroports, Transports Canada possède ceux qui offrent un service local, régional ou éloigné (par exemple, aéroport de Kuujuaq). La liste exhaustive se trouve sur le site de Transports Canada.

capitale nationale, provinciale ou territoriale (par exemple, l'aéroport international Pierre-Elliott-Trudeau de Montréal et l'aéroport international Jean-Lesage de Québec). Depuis les années 1990, le gouvernement fédéral loue les infrastructures aéroportuaires⁴ par bail à long terme (par exemple, 60 ans) à des administrations aéroportuaires qui sont des sociétés sans but lucratif et qui se voient confier l'exploitation et la gestion (dont les effets environnementaux tels que le bruit) de l'aéroport (Padova 2013). Par exemple, l'aéroport international Pierre-Elliott-Trudeau de Montréal et l'aéroport international Montréal-Mirabel sont administrés par Aéroports de Montréal (ADM).

Transports Canada établit les normes de sûreté et de sécurité dans l'aviation civile selon les dispositions du *Règlement de l'aviation canadien* (RAC) (Transports Canada 2021) en vertu de la *Loi sur l'aéronautique* (Transports Canada 1985). Le RAC énonce des normes de navigabilité et de conception pour les aéronefs canadiens et réglemente l'exploitation des aéroports à travers le pays. Le RAC prévoit également des mesures relatives à la gestion du bruit des avions (Padova 2013) comme des restrictions sur les émissions de bruit des aéronefs selon les normes de certification acoustique de l'OACI (Volume 1 – Bruit des aéronefs de l'Annexe 16 – Protection de l'environnement). Par ailleurs, pour minimiser l'impact du bruit au voisinage des aéroports, le RAC intègre dans son règlement des procédures d'atténuation du bruit en ce qui a trait à l'utilisation des pistes et des routes préférentielles, mais aussi des procédures de décollage, d'approche et d'atterrissage. Par exemple, l'OACI suggère des procédures de départ avec réduction du bruit ou NADP (*Noise Abatement Departure Procedures*) qui sont appliquées au Canada pour minimiser l'impact environnemental des avions au décollage. Deux types de départ sont utilisés : 1) le NADP1 qui réduit le bruit dans les environs immédiats de la piste après le décollage; 2) le NADP2 qui réduit le bruit dans des espaces plus éloignés de la piste. Des sanctions financières peuvent s'appliquer aux exploitants d'aéronefs en cas de non-respect des procédures du RAC. Par exemple, les pénalités peuvent s'élever à 5 000 \$ pour une personne et 25 000 \$ pour une entreprise.

À titre de responsable de la surveillance de la navigation aérienne civile au Canada, NAV CANADA soutient Transports Canada et les administrations aéroportuaires dans la gestion du bruit. En vertu de la *Loi sur la commercialisation des services de navigation aérienne civile* (Transports Canada 1996), NAV CANADA est une société sans but lucratif qui est chargée, entre autres, du contrôle de la circulation aérienne et de la coordination sécuritaire et efficace des

⁴ Parmi les 23 aéroports appartenant au gouvernement fédéral, 21 sont loués à des administrations aéroportuaires.

mouvements des aéronefs dans l'espace aérien canadien. En matière de gestion du bruit, NAV CANADA est responsable des procédures d'atténuation du bruit qui permettent d'atténuer l'exposition des collectivités au bruit des aéronefs autour des aéroports. Par exemple, NAV CANADA peut proposer de nouvelles procédures d'approches ou des trajectoires de vols afin d'éviter le survol des secteurs résidentiels situés à proximité des aéroports. Les procédures que les pilotes doivent respecter sont publiées dans le Canada Air Pilot⁵ (CAP) et le Supplément de vol – Canada ou CFS (*Canada Flight Supplement*).

Pour évaluer le bruit au voisinage des aéroports canadiens, Transports Canada met à disposition deux systèmes de mesure qui aident à la planification de l'aménagement du territoire autour des aéroports, à savoir les prévisions de l'ambiance sonore ou NEF (*Noise Exposure Forecast*) et les prévisions à long terme de l'ambiance sonore ou NEP (*Noise Exposure Projection*) (Transports Canada 2013). Signalons que les cartes de prévision de l'ambiance sonore ou courbes de bruit NEF ou NEP n'identifient pas les populations exposées aux bruits aériens, mais elles déterminent le degré de la gêne sonore associée à cette nuisance. Les estimations des courbes de bruit NEF ou NEP sont réalisées par les administrations aéroportuaires à partir du logiciel NEFCalc fourni par Transports Canada. La production des cartes de prévision de l'ambiance sonore nécessite une multitude de données relatives aux mouvements des aéronefs réels ou prévus (par exemple, les trajectoires de vols, les types d'aéronefs, le nombre de mouvements par pistes, etc.). Les cartes de prévision de l'ambiance sonore sont ensuite retournées et validées par Transports Canada. Signalons qu'elles ne sont pas destinées au grand public. Déclinées en plusieurs niveaux (également nommés contours ou courbes) (Figure 1.2), les courbes de bruit NEF ou NEP sont destinées aux municipalités et aux administrations aéroportuaires afin de planifier une utilisation harmonieuse des terrains au voisinage des aéroports (Transports Canada 2013). Par exemple, à partir de NEF 25⁶, il peut avoir des effets indésirables sur la santé (Bradley 1996a). À l'intérieur du territoire délimité par cette courbe, Transports Canada suggère qu'aucun projet de construction résidentielle ne soit entrepris sans des mesures d'isolation acoustique. À un seuil NEF 30, les habitations devraient avoir une isolation acoustique additionnelle (Bradley 1996a). Transports Canada recommande d'interdire la construction de nouveaux bâtiments à usage sensible à l'intérieur d'une zone NEF 30, tels que des immeubles résidentiels, des écoles, des garderies, des résidences pour personnes âgées et des hôpitaux (Transports Canada 2013). En complément

⁵ Le Canada Air Pilot est mis à jour tous les 56 jours.

⁶ Une courbe NEF 25 est équivalente à un niveau de bruit moyen journalier d'environ 56,5 dB(A) (L_{dn}) (Bradley 1996a; Michaud, Bly et Keith 2008).

des courbes de bruit NEF ou NEP, les administrations aéroportuaires sont tenues, selon Transports Canada, d'adopter un plan de gestion du bruit et de produire des rapports sur le sujet (Padova 2013). Transports Canada exige, entre autres, que les administrations aéroportuaires doivent surveiller le bruit des aéronefs, s'occuper des plaintes des riverains à ce sujet et d'établir un comité de gestion du bruit. Le comité est notamment formé de représentants de la collectivité locale et des représentants du secteur de l'aviation (exploitants aériens et locataires d'aéroports).

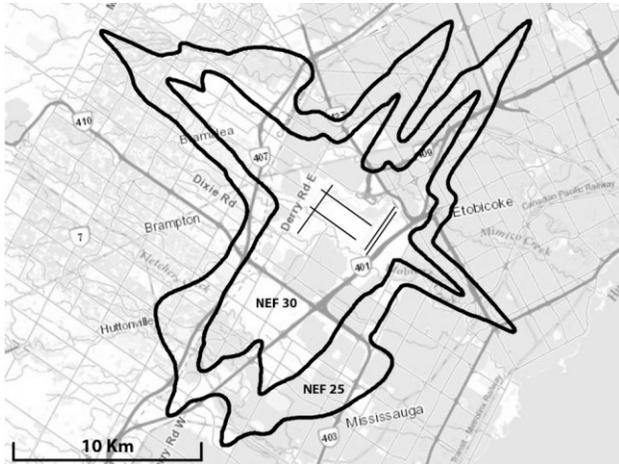


Figure 1.2 : Exemple des courbes NEF 25 et NEF 30 à l'aéroport de Toronto
Source : Audrin et al. (2019)

1.1.5.3 Une brève présentation des réglementations européennes, françaises et américaines en matière de gestion du bruit des avions

Afin de mettre en contexte notre recherche, nous présentons brièvement les réglementations en vigueur dans d'autres pays. En Europe, la Directive européenne 2002/49/CE (UE 2002) impose aux grandes agglomérations de plus de 250 000 habitants des États membres de réaliser un diagnostic sur le niveau d'exposition au bruit afin d'identifier les zones critiques où la population est exposée à des niveaux élevés de bruit. La directive européenne 2002/49/CE oblige les gestionnaires des infrastructures de transport (routes, aéroports, réseau ferroviaire) à informer le public en publiant tous les cinq ans des cartes stratégiques de bruit (CSB) et des plans de prévention du bruit dans l'environnement (PPBE) (pour les aéroports de plus de 50 000 mouvements par an). Les CSB visent à évaluer l'exposition au bruit des populations sur un territoire (mesurée en L_{den} et L_{dn}) en tenant compte de la situation actuelle et future. Les PPBE consistent d'une part, à prévenir et réduire les effets du bruit tout en préservant les zones calmes (espaces extérieurs remarquables par leur faible exposition au bruit) et d'autre part, à mettre en

œuvre des plans d'actions et de lutte contre cette nuisance. Par exemple, les différentes analyses produites dans le cadre du PPBE permettent de déterminer les bâtiments considérés comme sensibles (édifices d'habitation, d'enseignement et de santé) où les valeurs limites de bruit sont dépassées (au-dessus du seuil de 55 dB(A) L_{den}).

En France, pour lutter contre la pollution sonore des avions, il existe deux types de plans⁷ qui s'appuient sur la directive européenne et plus largement sur l'approche équilibrée de l'OACI : 1) les Plans de gêne sonore (PGS) qui délimitent les zones dans lesquelles les riverains peuvent bénéficier d'une aide à l'insonorisation de leur logement; 2) les Plans d'exposition au bruit (PEB) qui réglementent l'urbanisation aux abords des aérodromes et des grands aéroports de plus de 50 000 mouvements par an (environ 150 aéroports sur 500 en France). Le PGS est un document prévu par la loi 92-1444 du 31 décembre 1992. Il cartographie trois types de zones de bruit autour des plus grands aéroports français (12 aéroports en 2020) : une zone 1 de très forte nuisance (L_{den} égal ou supérieur à 70); une zone 2 de forte nuisance (L_{den} compris entre 65 et 70); une zone 3 de nuisance modérée (L_{den} compris entre 55 et 65). Le PGS est estimé selon des prévisions à court terme du trafic aérien à un aéroport donné (trafic aérien estimé sur l'année suivante de la date prévue de publication du document). Le PEB est un document prévu par la loi 85-696 du 11 juillet 1985. Il doit être intégré dans le Plan local d'urbanisme (PLU) (équivalent au Plan d'urbanisme au Québec) et délimite, entre autres, des périmètres à l'intérieur desquels vont s'appliquer des restrictions d'aménagement en fonction des valeurs limites de bruit. Le plan d'exposition au bruit (PEB) est réalisé par les services de la direction générale de l'aviation civile (DGAC) qui est rattachée au ministère de la Transition écologique. Le PEB est valable pour une durée de 10 à 15 ans. Il anticipe également l'extension des infrastructures aéroportuaires ainsi que les changements des trajectoires de vol. Le PEB cartographie quatre zones de bruit :

- une zone A de gêne très forte (L_{den} égal ou supérieur à 70) ;
- une zone B de gêne forte (L_{den} compris entre 62 (ou 65) et 70) ;
- une zone C de gêne modérée (L_{den} compris entre 57 (ou 55) et 62 (ou 65)) ;
- une zone D de gêne très faible (L_{den} compris entre 50 et 57 (ou 55)).

Les zones A et B sont inconstructibles tandis que dans les zones C et D certaines constructions sont autorisées sous condition (par exemple, les nouveaux logements à usage d'habitation situés dans la zone D doivent être équipés d'une isolation phonique). Les PGS et PEB sont calculés à

⁷ Documents consultables librement sur le site Internet Géoportail (www.geoportail.gouv.fr) et des préfectures de département.

partir du logiciel de calcul du bruit des avions INM (*Integrated Noise Model*) développé par la FAA et plus récemment à partir du logiciel IMPACT (*Integrated Aircraft Noise and Emission Modelling Platform*) développé par EUROCONTROL.

Aux États-Unis, le trafic aérien civil est réglementé par la *Federal Aviation Administration* (FAA) qui dépend du département des Transports des États-Unis (*Department of Transportation – DOT*). Cet organisme gouvernemental a plusieurs rôles, entre autres, il réglemente la gestion du trafic aérien, l'exploitation et le développement des aéroports, la certification des aéronefs et évalue les effets environnementaux de l'aviation civile. La première loi relative au bruit aérien remonte à la fin des années 1960 avec la publication du *14 CFR Part 36* (US Government 1969) décrivant des exigences de certification acoustique des aéronefs. En vertu de cette loi, la responsabilité du bruit aérien incombe à la FAA et non plus aux gouvernements locaux. Cette réglementation prescrit notamment des limites de bruit par catégorie de poids pour les nouveaux aéronefs. Cela a eu pour effet de restreindre l'accès aux aéroports du pays aux avions les plus bruyants, entraînant une réduction du bruit aérien dans l'environnement. En 1979, le congrès a promulgué l'*Aviation Safety and Noise Abatement Act* (ASNA) pour fournir une assistance aux exploitants d'aéroports en ce qui a trait à la compatibilité acoustique des terrains au voisinage des aéroports (Fidell et Mestre 2020). Pour mettre en œuvre l'ASNA, la FAA a publié le règlement *Airport Noise Compatibility Planning (14 CFR Part 150)* (US Government 1981) qui établit des normes nationales pour contrôler le bruit dans les aéroports et dans les zones environnantes et des mesures pour réduire les impacts de cette nuisance.

En vertu de la réglementation *14 CFR Part 150*, il existe deux outils d'aide à la décision, à savoir les cartes d'exposition au bruit ou NEMs (*Noise Exposure Maps*) et le programme de compatibilité au bruit ou NCP (*Noise Compatibility Program*). D'un côté, les NEMs comprennent des cartes de contours de bruit nous renseignent sur l'exposition des individus au bruit aérien et identifient les utilisations du sol compatibles en fonction des niveaux de bruit. D'un autre côté, le NCP comprend des recommandations sur les mesures à mettre en place pour limiter les impacts du bruit aérien et les utilisations du sol incompatibles dans les différentes zones de bruit de l'aéroport. Le DNL ou L_{dn} a été choisi comme mesure du bruit pour déterminer l'exposition des populations au bruit des avions. En se basant sur cette mesure, les exploitants des aéroports publient des cartes d'exposition au bruit (NEMs) afin d'identifier les utilisations incompatibles existantes et d'éviter les nouvelles constructions résidentielles dans les zones exposées à des niveaux élevés de bruit. Selon la réglementation actuelle, les usages résidentiels sont compatibles avec des niveaux de

bruit inférieurs à 65 dB(A) DNL⁸, car au-dessus de 65 dB(A) DNL, le bruit des avions peut avoir des impacts significatifs sur la santé des populations. Les contours de bruit considérés comme élevés vont généralement de 65 dB(A) à 75 dB(A) DNL avec un intervalle de 5 dB(A). Bien que l'objectif de cette directive est de réduire l'étendue et le nombre de zones sensibles à une exposition importante au bruit aérien aux États-Unis, de nombreuses juridictions fédérales et locales peuvent adopter leur propre directive pour l'utilisation des terrains et du zonage au voisinage des aéroports (FAA 2018). Signalons que pour atténuer les impacts du bruit des avions au voisinage des aéroports américains, un programme d'isolation acoustique a été mis en place par la FAA pour certains types d'habitations (par exemple, pour les écoles ou les habitations résidentielles) (*Appendix R du Airport Improvement Program – AIP Handbook*⁹). Ces infrastructures doivent être exposées à des niveaux de bruit aérien supérieur à 65 dB(A) DNL et 45 dB(A) DNL en intérieur. Les cartes d'exposition au bruit des avions sont générées à partir d'une modélisation mathématique via le logiciel AEDT (*Aviation Environmental Design Tool*) développé par la FAA et qui remplace le logiciel INM.

1.2. Les conséquences du bruit aérien

Au demeurant, même si la plupart des aéroports ont été bâtis en périphérie des villes, il appert que l'augmentation de la population urbaine et l'étalement urbain à proximité des aéroports se traduit par une exposition croissante de la population au bruit aérien, ce qui suscite de vives inquiétudes et de la gêne chez les riverains (Ganic, Netjasov et Babic 2015; Guski 2004). D'une part, du fait d'un volume croissant du trafic aérien aux abords des aéroports et, d'autre part, en raison d'une sensibilité croissante des riverains au sujet de leur santé et de leur bien-être. Les effets du bruit des avions sur la santé et sur l'environnement sont d'ailleurs largement documentés dans la littérature scientifique. En dehors des effets sanitaires, cette nuisance est associée à des conséquences matérielles négatives. Par exemple, de nombreuses études ont mis en évidence que le bruit du trafic aérien peut entraîner une baisse des valeurs des biens immobiliers (Nelson 2004; Bateman et al. 2001; Schipper, Nijkamp et Rietveld 1998). Dans les deux sous-sections suivantes, nous effectuons une recension des écrits sur les effets sur la santé et les effets économiques attribuables au bruit des avions.

⁸ L'agence de protection de l'environnement (Environmental Protection Agency – EPA) suggère le seuil de 55 dB(A).

⁹ https://www.faa.gov/airports/aip/aip_handbook/

1.2.1. Les effets de l'exposition au bruit aérien sur la santé

En raison de sa nature intermittente et de sa forte intensité, le bruit émis par les avions est reconnu comme étant la source de bruit des transports la plus dérangeante (Guski, Schreckenberg et Schuemer 2017; Babisch et al. 2009; Miedema et Oudshoorn 2001; Miedema et Vos 1998). L'exposition au bruit des avions est notamment associée à une moins bonne qualité de vie, de bien-être et à une mauvaise santé psychologique (Van Praag et Baarsma 2005; Lawton et Fujiwara 2016; Basner et al. 2017). La sensation de gêne chez les personnes exposées au bruit des avions n'a cessé d'augmenter au cours des quatre dernières décennies (Babisch et al. 2009; Guski, Schreckenberg et Schuemer 2017). Les raisons de cette augmentation de la gêne sont dues, en partie, à l'accroissement du trafic aérien aux abords des aéroports, mais aussi à une certaine prise de conscience du grand public et des acteurs politiques concernant les effets négatifs du bruit sur la santé (Preisendörfer et al. 2021).

Pour rappel, la sensation de gêne fait partie des principaux effets associés au bruit et correspond à « *un sentiment de déplaisir provoqué par un facteur de l'environnement qu'une personne ou un groupe sait ou croit qu'il affecte sa santé* » (Berglund, Lindvall et Schwela 1999, 32). Dans la littérature, il est reconnu qu'une exposition chronique au bruit induit de la gêne (Kroesen, Molin et Van Wee 2008), ce qui peut conduire à une réaction de stress (Stansfeld et Matheson 2003; Black et al. 2007), à l'activation du système endocrinien et à des problèmes de santé physiologique (Babisch et al. 2009; Baudin et al. 2018). L'étude de Miedema et Oudshoorn (2001) et celle de Miedema et Vos (1998) montrent à partir de méta-analyses que pour un même niveau sonore (mesuré en L_{den} et L_{dn}) et comparativement au bruit du trafic routier et ferroviaire, les nuisances sonores émises par le trafic aérien sont, selon les courbes dose-réponse, la source de bruit des transports la plus gênante¹⁰. Signalons que les courbes dose-réponse traduisent les réactions des personnes en matière de gêne selon le niveau d'exposition à des sources de bruit des transports (Schultz 1978). Paradoxalement, même si les ménages les plus aisés sont généralement moins exposés au bruit des avions, ils se sentent particulièrement gênés par cette source de bruit. Une des hypothèses soutenues, c'est qu'ils considèrent le bruit des avions comme un danger pour leur intérêt personnel, en particulier en ce qui concerne notamment la valeur de leur propriété (Preisendörfer et al. 2021; Morley, Hume et Thomas 2003).

¹⁰ Les courbes dose-réponse ne sont pas valides pour certaines sources de bruit (par exemple, les hélicoptères, les avions militaires et les activités de soutien au sol) et ne prennent pas en considération les facteurs non acoustiques (par exemple, les caractéristiques sociales) (Guski, Schreckenberg et Schuemer 2017).

De nombreuses études épidémiologiques ont mis en exergue divers problèmes de santé chez les personnes vivant à proximité des aéroports et qui sont exposées de façon prolongée à des niveaux élevés de bruit aérien. Signalons que les résultats de ces études varient selon plusieurs critères : méthodes de recherche (transversale, longitudinale ou expérimentale), type de variable (quantitative ou qualitative), type de données (individuelles ou agrégées), indicateurs du bruit aérien (carte de contours de bruit ou sonomètres), modèles construits (régressions ou analyses multiniveaux), variables de contrôle (âge, sexe, statut socioéconomique, bruit environnemental, etc.). À ce sujet, on retrouve des problèmes d'hypertension (Evrard et al. 2017; Eriksson et al. 2010; Babisch et Van Kamp 2009; Babisch et al. 2009), des cas d'infarctus du myocarde (Evrard et al. 2015; Huss et al. 2010), des accidents vasculaires cérébraux (Weihofen et al. 2019; Hansell et al. 2013; Correia et al. 2013; Floud et al. 2013) et l'utilisation de médicaments (par exemple, des antihypertenseurs et des anxiolytiques) (Floud et al. 2011; Franssen et al. 2004). Les recherches ont également montré que le bruit des avions est plus dérangeant pendant la nuit (à des niveaux supérieurs à 50 dB(A) L_{aeq}) (Hoeger et al. 2002; Martin Kaltenbach, Christian Maschke et Rainer Klinke 2008). À cet égard, la sensibilité physiologique au bruit étant plus importante durant cette période, cela peut provoquer des troubles du sommeil (Muzet 2007; Michaud et al. 2007; Perron et al. 2012), du stress et de la fatigue (Nassur et al. 2019), l'utilisation de médicaments (en particulier des médicaments antihypertenseurs) (Greiser, Greiser et Janhsen 2007), mais aussi de graves conséquences sur le long terme comme des problèmes d'ordre cardiovasculaire (Jarup et al. 2008; Haralabidis et al. 2008).

En outre, certains groupes de la population sont particulièrement vulnérables à des niveaux élevés de bruit aérien, en raison de leur fragilité physiologique. C'est le cas des enfants et des personnes âgées. Pour les enfants, le développement incomplet de leurs organes et de leur système nerveux augmente le risque de souffrir de problèmes de santé. Parmi ceux-ci, on retrouve une altération de leur développement cognitif et des difficultés dans l'apprentissage (Basner et al. 2017; Van Kamp et Davies 2013). Compte tenu du nombre d'heures que les enfants passent à l'école et des impacts potentiels du bruit aérien sur leur santé, de nombreuses études épidémiologiques se sont intéressées à ce milieu. Plusieurs travaux ont ainsi rapporté qu'un niveau élevé de bruit aérien mesuré à partir de l'école peut affecter le développement cognitif des enfants scolarisés (difficultés dans l'apprentissage, altération des fonctions cognitives et problèmes de concentration) (Basner et al. 2017; Stansfeld et Clark 2015; Sharp et al. 2014; Clark et al. 2006; Stansfeld et al. 2005; Hygge, Evans et Bullinger 2002; Haines et al. 2002). Par exemple, l'étude transnationale et transversale RANCH (*Road traffic and Aircraft Noise and children Cognition & Health*) de Stansfeld et al. (2005) conduite de 2001 à 2003 autour de trois grands aéroports internationaux

européens (Londres Heathrow, Amsterdam Schiphol et Madrid Barajas) a démontré qu'à mesure que l'exposition au bruit des avions augmentait, les performances au test de lecture diminuaient chez les enfants scolarisés (2 844 enfants âgés de 9 à 10 ans scolarisés dans 89 écoles). En revanche, après le contrôle des caractéristiques socioéconomiques, les auteurs d'une étude transversale menée en Angleterre (Haines et al. 2002) n'ont mesuré aucune relation significative entre la baisse de la performance scolaire et l'exposition au bruit aérien chez les enfants (6^e année) scolarisés à Londres.

Les personnes âgées sont aussi plus sensibles aux effets du bruit aérien, en raison de leurs caractéristiques physiologiques, mais aussi en raison d'une mobilité plus réduite et du temps passé à la maison ce qui peut prolonger la période d'exposition (Muzet 2007; Li et al. 2021). En effet, les aînés ont tendance à être plus confinés dans leur espace résidentiel et lorsqu'ils résident dans des espaces où les niveaux de bruit sont élevés, ils courent un risque accru de développer des maladies cardiovasculaires (Correia et al. 2013; Van Kamp et Davies 2013; Eriksson et al. 2007; Rosenlund et al. 2001). Une exposition prolongée à des niveaux élevés de bruit aérien peut aussi avoir un impact sur la qualité de vie et le bien-être des aînés (Eibich et al. 2015).

1.2.2. Les impacts du bruit des avions sur les valeurs des biens immobiliers

Bien que vivre à proximité des grands aéroports peut avoir des aspects positifs, notamment en raison de l'importance économique directe (par exemple, en termes d'opportunités d'emploi et de consommation) (Tomkins et al. 1998; Cohen et Coughlin 2008), les impacts environnementaux associés au trafic aérien l'emportent sur les bénéfiques (Salvi 2008; Mense et Kholodilin 2014; Lawton et Fujiwara 2016; Woodburn 2017). À ce sujet, Wolfe et al. (2014) ont relevé que les quartiers situés à moins de cinq kilomètres d'un aéroport aux États-Unis supportent un coût environnemental disproportionné par personne (en termes de bien-être et sur le plan économique¹¹), en raison du bruit des avions.

La méthode des prix hédoniques a souvent été utilisée pour évaluer l'impact de nuisances environnementales sur le prix de vente des habitations : par exemple, la pollution de l'air, la proximité des décharges, la proximité à des axes routiers majeurs, mais aussi le bruit des avions. Signalons que sous l'angle économétrique, la méthode hédonique permet d'estimer le prix d'un bien marchand selon ses caractéristiques (Rosen 1974). Dans la littérature, les études qui

¹¹ Dommages évalués de 100 \$ à 400 \$ par personne et par an.

cherchent à évaluer l'impact d'aménités ou des nuisances environnementales spécifiques sur le prix d'un bien immobilier considèrent deux principaux critères : 1) les caractéristiques intrinsèques du logement (par exemple, les tailles du logement et du terrain, le nombre de pièces, le nombre de salles de bain, la présence ou non d'un garage, etc.); 2) les qualités externes à celui-ci (par exemple, l'accessibilité à des services et équipements, la qualité de l'environnement, etc.). La méthode des prix hédoniques repose sur le principe que, toutes choses étant égales par ailleurs, la qualité de l'environnement est implicitement capitalisée dans le prix d'un bien immobilier (Faburel 2003).

Les premières études hédoniques ayant intégré la variable du bruit des avions remontent aux années 1970. Les recherches ont été effectuées principalement aux États-Unis, notamment à Minneapolis (Emerson 1969), à New York, à Dallas et à Los Angeles (Paik 1972) ou encore à Boston (Price 1975). À partir de méta-analyses, la plupart des auteurs s'accordent sur le fait que l'exposition au bruit des avions entraîne une baisse du prix des habitations (Nelson 2004; Bateman et al. 2001; Schipper, Nijkamp et Rietveld 1998). À cet égard, l'indice de dépréciation du bruit ou NDI (*Noise Depreciation Index*) (Walters 1975) est utilisé pour mesurer la dépréciation des prix de l'immobilier exposé au bruit des avions. Le NDI représente le pourcentage de dépréciation pour chaque augmentation d'un décibel (dB). Cela étant dit, les valeurs NDI varient selon plusieurs critères : contextes spatiaux et temporels (dynamiques du marché de l'immobilier, différences économiques, etc.), modèles construits (régressions ou modèles spatiaux), indicateurs de bruit aérien (NEF, L_{dn} , L_{Aeq} , L_{Amax}), types de mesures (variable continue ou binaire) et valeurs seuils des niveaux de bruit aérien (40 dB(A), 50 dB(A), 55 dB(A)). Par exemple, selon Schipper, Nijkamp et Rietveld (1998), la valeur moyenne du NDI est de 0,83¹². Autrement dit, une augmentation d'un décibel réduirait, en moyenne, la valeur d'une propriété de 0,83 %. La méta-analyse de Nelson (2004) effectuée en Amérique du Nord¹³ révèle des situations différenciées selon le pays. Au Canada, le NDI moyen se situe autour de 0,80 % à 0,90 % par décibel (valeur seuil de NEF 25). En revanche, aux États-Unis, le NDI moyen fluctue de 0,50 % à 0,60 % par décibel (valeur seuil de 65 DNL ou L_{dn}). Cela équivaut à un prix hédonique de 1 000 \$ à 1 200 \$ par décibel. En d'autres mots, une maison se vendrait entre 10 000 \$ et 12 000 \$ de moins si elle était située dans une zone de 75 dB(A) au lieu de 65 dB(A). En France, Faburel et Maleyre (2007) constatent que la valeur des logements situés aux abords de l'aéroport d'Orly se dépréciait, en

¹² Le NDI moyen a été estimé à partir de 30 NDI recensés dans 19 études (1967 à 1996) au Canada, aux États-Unis, en Australie et au Royaume-Uni.

¹³ Le NDI moyen a été estimé à partir de 33 études menées au Canada (7 aéroports) et aux États-Unis (26 aéroports).

moyenne, de 0,96 % entre 1995 et 2000 et de 1,48 % entre 2001 et 2003 pour chaque unité de L_{Amax} supplémentaire. L'étude suisse de Salvi (2008) autour de l'aéroport de Zurich intégrant la variable du bruit sous forme de variable continue (valeur seuil de 50 dB(A) L_{Aeq}) montre que le NDI moyen est de 0,97 % entre 1995 et 2000. Récemment, une recherche allemande a constaté une baisse des prix des logements à l'approche d'un corridor aérien. Eibich et al. (2015) soulignent qu'une maison située à moins de 1,5 km d'un couloir aérien de l'aéroport international de Berlin coûtera 561 euros de moins par mètre carré qu'une maison identique située à 4,5 km. Fait intéressant, une tendance inverse a été observée autour de l'aéroport international d'Atlanta, aux États-Unis, entre 1995 et 2002 (Cohen et Coughlin 2008). En effet, les auteurs ont constaté que les maisons les plus proches de l'aéroport se vendent à des prix légèrement plus élevés une fois contrôlé le bruit aérien (comparativement au reste de la zone de bruit). Autrement dit, l'accès à l'aéroport est susceptible d'augmenter le prix des logements en raison de l'accessibilité aux emplois et aux services de l'aéroport.

Sur la base de la littérature existante, il semble se dégager globalement un consensus sur le fait que l'exposition au bruit aérien a un impact négatif sur les prix des logements. Par conséquent, la baisse des valeurs foncières est susceptible d'attirer davantage de populations défavorisées (Martinez 2001; Faburel et Maleyre 2007; Sedoarisoa 2015). En effet, les ménages les moins nantis disposant de moyens financiers limités ont tendance à vivre dans des environnements plus accessibles financièrement. Les populations plus aisées peuvent aussi plus facilement se relocaliser dans des environnements de meilleure qualité alors que les populations les plus défavorisées n'auront pas nécessairement les moyens de déménager. La présence de propriétés de valeur moindre à proximité d'un aéroport pourrait expliquer le fait que des personnes à faible revenu soient surreprésentées dans des espaces résidentiels où les niveaux de bruit aérien sont élevés. À cet égard, des études en équité environnementale ont montré que certains groupes de la population sont exposés de manière disproportionnée à des niveaux de bruit aérien élevés. C'est le cas des ménages à faible revenu et des minorités ethniques (Sobotta, Campbell et Owens 2007; Ogneva-Himmelberger et Cooperman 2010; Collins, Nadybal et Grineski 2020).

1.3. La justice environnementale

Le fait de vivre dans un environnement sain, quel que soit son statut social, économique ou encore son origine ethnique devrait être un droit fondamental. Toutefois, derrière cette vision idéaliste, les nuisances environnementales affectent le plus souvent les populations défavorisées, ainsi que

les groupes vulnérables. En études urbaines, le concept de justice environnementale a été largement mobilisé autour de diverses thématiques. Les travaux basés sur ce concept se sont intéressés à la distribution spatiale inéquitable, dans un premier temps de certaines nuisances, et dans un second temps à celle des ressources de l'environnement à l'égard de certains groupes de la population. Plus récemment, le concept de justice s'est élargi autour de trois principales dimensions (Walker 2012) : la justice distributive ou équité environnementale, la justice procédurale et la justice de la reconnaissance. Dans les trois sous-sections suivantes, nous présentons, dans un premier temps, le concept de justice environnementale ainsi que les trois dimensions qui le composent. Dans un second temps, nous nous intéressons plus spécifiquement à la dimension distributionnelle ou équité environnementale. Finalement, nous effectuons une revue de la littérature sur le bruit aérien abordé dans les études en équité environnementale.

1.3.1. L'émergence du concept de justice environnementale

La notion de justice environnementale a émergé aux États-Unis au début des années 1980. Ce terme apparaît dans un contexte historique et géographique spécifique, où la société américaine se caractérise à la fois par une forte croissance urbaine et par une importante ségrégation socio-spatiale renforcée, en partie, par de fortes discriminations de certaines minorités raciales. Certains auteurs et militants issus des mouvements activistes pour la justice environnementale (Lee 1992; Chavis et Lee 1987; Bullard 1983) ont identifié le fait que les communautés ethniques, surtout afro-américaines, sont disproportionnellement impactées par la pollution provenant des industries polluantes telles que les sites de stockage et de traitement de déchets. La manifestation de Warren County (Caroline du Nord) en 1982 a initié le mouvement pour la justice environnementale (McGurty 2009). À prédominance afro-américaine et comté le plus pauvre de l'état de Caroline du Nord¹⁴, lui-même l'un des plus défavorisés des États-Unis, ce secteur a accueilli en 1978 un site d'enfouissement de déchets dangereux (Szasz et Meuser 1997). Des quantités massives de biphényles polychlorés (BPC), une substance chimique hautement toxique pour l'environnement et pour la santé, ont notamment été déversées sur ce site (environ 60 000 tonnes de sols contaminés aux BPC ont été enfouies). Une mobilisation portée par des leaders religieux et civiques locaux comme la *United Church of Christ* (UCC) dirigée par le pasteur protestant Benjamin Chavis Jr., a dénoncé le fondement raciste et les impacts environnementaux de

¹⁴ Le comté de Warren était classé 97e sur 100 pour le PIB par comté et 65 % de la population était afro-américaine (Szasz et Meuser 1997).

l'aménagement d'un site d'enfouissement de BPC dans un comté ayant une prédominance de personnes de couleur et à faible revenu (Szasz et Meuser 1997). Ainsi, les préoccupations liées aux enjeux de racisme environnemental se sont inscrites, dans un premier temps, dans un environnement de contestation contre les discriminations environnementales, raciales et socio-économiques et en faveur des droits civiques.

Bien que le mouvement n'ait pas obtenu gain de cause (McGurty 2009), il a cependant attiré l'attention de plusieurs chercheurs en sciences sociales et humaines en élargissant le concept de racisme environnemental vers celui de la justice environnementale. La première génération d'études en justice environnementale a mis spécifiquement l'accent sur l'analyse quantitative et spatiale des nuisances environnementales. Plus précisément, les recherches se sont intéressées à vérifier si certaines communautés, notamment les personnes à faible revenu et les minorités visibles¹⁵, sont disproportionnellement présentes près de différents types de générateurs de nuisances tels que les industries polluantes ou les sites de stockage de déchets (Bullard 2000; Brown 1995; Chavis et Lee 1987; Bullard 1983). Par exemple, l'étude empirique réalisée dans la région de Houston, au Texas, s'est intéressée à la localisation des sites d'élimination de déchets (décharges et incinérateurs) par rapport aux caractéristiques sociodémographiques des communautés ethniques vivant à proximité (Bullard 1983). Les résultats ont révélé que la plupart des installations indésirables étaient situées à l'intérieur ou à proximité des quartiers et des écoles à prédominance afro-américaine. Autrement dit, les populations afro-américaines étaient plus susceptibles de vivre dans des quartiers et de fréquenter des écoles qui étaient situés à proximité des sites d'élimination de déchets par rapport à la population non afro-américaine.

Au cours des années 1990, les enjeux de justice environnementale ont attiré l'attention des autorités et instances publiques américaines. En 1994, le président Clinton et son administration ont publié le décret exécutif 12898 (Executive Order 1994) pour que la notion de justice environnementale soit intégrée dans la réglementation fédérale afin de lutter contre les situations d'injustice environnementale et d'assurer la protection de l'environnement à l'égard de toutes les communautés, en particulier pour les minorités ethniques et les personnes à faible revenu. En 2000, la *US Environmental Protection Agency* (EPA) définit le concept de la justice environnementale comme suit :

¹⁵ Selon Statistique Canada (2016), les minorités visibles sont définies comme « les personnes autres que les Autochtones qui ne sont pas de race blanche ou qui n'ont pas la peau blanche ». La population des minorités visibles est principalement composée des groupes suivants : Sud-Asiatique, Chinois, Noir, Philippin, Arabe, Latino-Américain, Asiatique du Sud-Est, Asiatique occidental, Coréen et Japonais.

« The goal of environmental justice is to ensure that all people, regardless of race, national origin or income, are protected from disproportionate impacts of environmental hazards. To be classified as an environmental justice community, residents must be a minority and/or low-income group; excluded from the environmental policy setting and/or decision-making process; subject to a disproportionate impact from one or more environmental hazards; and experience a disparate implementation of environmental regulations, requirements, practices and activities in their communities. » (U.S. EPA 2000 cité dans Holifield 2001, 81).

1.3.2. Conceptualisation actuelle de la justice environnementale

Dans un premier temps, les recherches en justice environnementale se sont exclusivement intéressées à la dimension spatiale pour révéler les inégalités environnementales (Fol et Pflieger 2010). Bien que cette compréhension de la justice environnementale ait dominé les discours académiques et politiques jusqu'au milieu des années 1990, certains auteurs ont mentionné que la justice environnementale ne pouvait pas uniquement se définir comme une simple distribution inégale des nuisances environnementales (et, plus récemment, des ressources de l'environnement) au détriment de groupes discriminés, sans y associer des conceptions plus larges de notions de justice (Schlosberg 2007, 2013; Walker 2009). À ce sujet, Walker (2009, 615) écrit que les simples géographies et formes spatiales décrites dans la première génération de recherches en justice environnementale sont insuffisantes et inadaptées pour comprendre les processus par lesquels les inégalités se sont produites et reproduites. En ce sens, pour mieux appréhender l'injustice environnementale, il convient de prendre en compte deux principales préoccupations (Walker et Bulkeley 2006) : les processus qui mènent à une distribution inégale des risques environnementaux et l'absence de possibilité qu'ont les individus et les communautés à se protéger contre ces éléments. Par exemple, des recherches ont mis en avant le rôle imbriqué de plusieurs facteurs pouvant expliquer les situations d'injustice environnementale comme les dynamiques du marché de l'habitation (Been 1994), la localisation des pôles d'emploi (Schweitzer et Stephenson 2007), l'utilisation du sol et les politiques de zonage (Bolin et al. 2002; Boone et Modarres 1999; Maantay 2001), ou encore les flux migratoires des communautés de couleur (Lambert et Boerner 1997).

Même si la justice distributive reste au centre de nombreuses analyses quantitatives, certains auteurs soutiennent une conception plus large de la justice environnementale en élargissant le

concept aux registres politiques et institutionnels (Holifield 2001; Taylor 2000; Schlosberg 2007). D'un côté, Agyeman et Evans (2004) s'appuient sur la définition du concept de la justice environnementale du *Commonwealth of Massachusetts*, aux États-Unis, comme principe selon lequel :

« [...] all people have a right to be protected from environmental pollution and to live in and enjoy a clean and healthful environment. Environmental justice is the equal protection and meaningful involvement of all people with respect to the development, implementation and enforcement of environmental laws, regulations and policies and the equitable distribution of environmental benefits. » (Agyeman et Evans 2004, 156).

Plus récemment, Schlosberg (2007) promeut une approche pluridimensionnelle de la justice environnementale. Il inclut trois grandes dimensions pour définir la notion de justice en tant que conception de la justice environnementale : la justice de la reconnaissance, la justice procédurale et la justice distributionnelle (ou équité environnementale) (Figure 1.3). Ci-dessous, nous examinons ces trois dimensions de la justice environnementale et plus brièvement les deux premières.



Figure 1.3 : Les trois dimensions de la justice environnementale
Source : Synthèse de Schlosberg (2007) et de Walker (2012)

1.3.2.1 La justice de la reconnaissance et la justice procédurale

La justice de la reconnaissance, renvoie à la dimension statuaire, mais aussi identitaire tant au niveau socioculturel qu'individuel de certains groupes de la population. Selon Séguin et Apparicio (2013, 211) le fait que certains groupes populationnels comparativement à d'autres sont plus exposés à des nuisances environnementales ou ont un accès limité aux ressources de l'environnement peut être vu « *comme la résultante d'un manque de reconnaissance, voire d'une non-reconnaissance, de certains groupes populationnels, ou le résultat de la stigmatisation de certains espaces en raison de leurs habitants* ». Le manque de reconnaissance de certaines personnes ou groupes de la population par rapport à d'autres peut se manifester dans l'interaction sociale et dans la participation relative aux décisions environnementales. Ainsi, l'injustice peut résulter d'une domination culturelle, de la non-reconnaissance, du mépris ou de la stigmatisation de certains membres ou groupes de la société dans les relations de pouvoir par rapport au groupe dominant (Walker 2009). Certains groupes de la population souffrent davantage d'un manque de reconnaissance, telles que les minorités visibles et les personnes à faible revenu, mais aussi les enfants et les personnes âgées (Séguin et Apparicio 2013) ou encore les femmes (Hamilton, 1994). Hamilton (1994) démontre dans le cas d'un projet d'installation d'un incinérateur à Los Angeles, aux États-Unis, que les avis des femmes et des minorités ethniques sont dénigrés par les autorités, car selon ces derniers, ces deux groupes ont une faible expérience organisationnelle et politique. Le manque de reconnaissance peut aussi être perçu comme le fondement de l'injustice distributive (Schlosberg 2004).

La justice procédurale s'intéresse « *à la place et aux rapports de pouvoir dans les processus décisionnels concernant l'environnement* » (Séguin et Apparicio 2013, 212). Autrement dit, la justice procédurale repose sur la capacité d'un individu ou d'un groupe de la population à participer aux processus décisionnels et d'élaboration des lois, des règlements ou des politiques relatives à leur environnement. Une procédure qualifiée de juste est une procédure démocratique et inclusive dans laquelle tous les groupes de la population ont la possibilité d'exprimer leurs points de vue tout au long du processus décisionnel. Par conséquent, l'implication des groupes subordonnés amènera à la réduction des injustices distributives (Fol et Pflieger 2010). D'ailleurs, la justice de la reconnaissance est également liée à sa contrepartie procédurale selon Schlosberg (2007, 26) qui écrit « *if you are not recognized, you do not participate; if you do not participate, you are not recognized* ». Ainsi, les concepts de la justice procédurale et de la justice de la reconnaissance sont intimement liés. Effectivement, le manque de reconnaissance dû, entre

autres, au faible capital social de certains groupes de la population peut conduire à leur absence dans les processus de participation de la société. Ces groupes de la population se retrouvent dans l'incapacité d'influencer les décisions affectant leur environnement. Par exemple, le langage utilisé peut limiter la capacité des personnes moins scolarisées ou défavorisées à faire entendre leur voix et à faire reconnaître leur légitimité à titre de parties prenantes. Des études américaines ont relevé que les cartes d'exposition au bruit aérien utilisées par les administrateurs aéroportuaires décourageaient des résidents issus des minorités ethniques à participer au processus de planification aéroportuaire, car elles sont perçues comme très techniques et nécessitent un important prérequis de connaissances (Cidell 2008; Li, Suh et Ryerson 2018).

Dans cette recherche, les dimensions de la justice de la reconnaissance et de la justice procédurale ne seront pas directement abordées dans la discussion de nos résultats. La principale raison est que les articles scientifiques qui composent cette thèse ne portent pas spécifiquement sur ces deux dimensions de la justice environnementale. Rappelons que cette thèse s'intéresse à la distribution spatiale du bruit aérien à l'égard de certains groupes de la population sélectionnés sur la base de leur vulnérabilité dans le but d'identifier les iniquités environnementales quant à l'exposition à cette nuisance; autrement, dit, elle s'intéresse surtout à la dimension de l'équité environnementale de la justice environnementale.

1.3.2.2 La justice distributionnelle ou équité environnementale

La justice distributionnelle ou équité environnementale est le concept pivot de cette thèse. Selon Harner et al. (2002), une situation d'équité environnementale se traduit lorsque tous les groupes de population supportent une part proportionnelle des risques associés aux nuisances de l'environnement. Il faut ajouter qu'un accès égal aux ressources environnementales peut aussi être associé à une situation d'équité environnementale. À l'inverse, une situation d'iniquité environnementale se manifeste lorsqu'il y a une distribution disproportionnée des nuisances environnementales dont le fardeau des maux incombe à certains groupes de population vulnérables. La littérature s'est intéressée en particulier aux groupes racisés et aux populations à faible revenu. Une situation d'iniquité environnementale ne concerne pas seulement les nuisances, elle peut également se produire lorsqu'il y a une accessibilité plus limitée aux ressources ou aux éléments bénéfiques de l'environnement (Chakraborty, Maantay et Brender 2011).

L'objectif principal de la littérature en équité environnementale est donc de vérifier si certains groupes de la population le plus souvent définis selon l'âge, le revenu, ou l'appartenance ethnique, sont disproportionnellement exposés aux nuisances environnementales (bruit, pollution atmosphérique, îlots de chaleur, etc.) ou ont un accès plus limité aux aménités environnementales (parc, végétation, etc.) (Walker 2009, 2012). Les travaux qui s'inscrivent dans ce courant dressent des diagnostics d'équité environnementale à partir de méthodes quantitatives et d'analyse spatiale (Séguin et Apparicio 2013). Certaines études vont au-delà de l'analyse de la distribution des éléments bénéfiques et des nuisances de l'environnement en fonction de la répartition des populations minoritaires ou défavorisées, et s'intéressent à la façon dont ces répartitions se sont produites et comment elles peuvent être traitées (Mitchell et Walker 2007).

Depuis la fin des années 1990, les recherches en équité environnementale se sont fortement développées en Amérique du Nord et plus largement dans les pays anglo-saxons comme aux États-Unis (Chakraborty 2006, 2009; Pastor, Sadd et Hipp 2001; Talen 1997), au Royaume-Uni (Brainard et al. 2002; Mitchell et Dorling 2003), au Canada (Jerrett et al. 1997; Jerrett et al. 2001; Buzzelli et al. 2003; Apparicio et al. 2010), en Australie (Lloyd-Smith et Bell 2003) et en Nouvelle-Zélande (Kingham, Pearce et Zavar-Reza 2007). On relève également des recherches effectuées en Europe, notamment en Suède (Chaix et al. 2006), aux Pays-Bas (Kruize et al. 2007), en Italie (Forastiere et al. 2007) et en France (Bocquier et al. 2013; Havard et al. 2009; Laurian 2008). Par rapport à la première génération des études en justice environnementale, la littérature sur l'équité environnementale ne se limite plus exclusivement aux sources fixes de nuisances, comme les industries polluantes et les sites de stockage de déchets, qui peuvent avoir des effets néfastes sur la santé et la qualité de vie. Les travaux plus récents qui s'inscrivent dans ce courant s'intéressent également aux éléments bénéfiques de l'environnement. Parmi ceux-ci, on compte des études sur l'accès aux parcs et à la végétation (Boone et al. 2009; Talen 1997; Landry et Chakraborty 2009; Apparicio et al. 2010; Pham et al. 2012; Apparicio, Séguin et Dubé 2016), aux zones calmes (Delaunay et al. 2019), aux services et établissements de santé (Vadrevu et Kanjilal 2016; Neutens 2015), aux aires de jeux (Smoyer-Tomic, Hewko et Hodgson 2004; Macintyre, Macdonald et Ellaway 2008), aux transports collectifs (Rocha et al. 2015; Lucas 2006), au réseau cyclable (Houde, Apparicio et Séguin 2018; Tucker et Manaugh 2018), aux commerces alimentaires (Apparicio, Cloutier et Shearmur 2007; Apparicio et Séguin 2006; Smoyer-Tomic, Spence et Amrhein 2006) et aux établissements scolaires (Talen 2001) ou encore à la distribution des mesures de protection contre les nuisances (par exemple, les murs anti-bruit) (Potvin, Apparicio et Séguin 2019). D'autres auteurs ont continué à s'intéresser aux nuisances, entre

autres, à la concentration et à l'exposition aux polluants atmosphériques (Buzzelli et al. 2003; Buzzelli et Jerrett 2007; Brainard et al. 2002; Carrier et al. 2014a, 2014b; Crouse, Goldberg et Ross 2009; Chakraborty 2009; Rissman et al. 2013; Havard et al. 2009; Grineski, Collins et Chakraborty 2013) et au bruit généré par les transports (Brainard et al. 2004; Bocquier et al. 2013; Casey et al. 2017; Carrier, Apparicio et Séguin 2016, 2015; Havard et al. 2011; Nega et al. 2013; Dale et al. 2015).

Dans ces travaux en équité environnementale, les groupes de la population les plus souvent étudiés sont les personnes à faible revenu et les minorités ethniques. Des recherches ont mis en évidence que les populations à faible revenu et les minorités visibles sont surreprésentées dans des espaces où les niveaux de polluants atmosphériques ou de bruit provenant des transports sont significativement plus élevés par rapport au reste de la population. En revanche, d'autres études ont relevé une absence de relation positive entre les populations les plus défavorisées et l'exposition aux polluants atmosphériques et au bruit. Ainsi, Forastiere et al. (2007) ont démontré que les ménages les mieux nantis de Rome, en Italie, sont disproportionnellement situés dans des secteurs parmi les plus pollués aux particules fines générées par le trafic routier. Une étude britannique a également souligné que les ménages gallois les mieux nantis sont susceptibles de résider là où les niveaux de dioxyde d'azote sont les plus élevés (Walker et al. 2005). Une tendance similaire a été observée pour le bruit émanant du trafic routier à Marseille et à Paris, en France (Bocquier et al. 2013; Havard et al. 2011). Les auteurs des deux études n'ont mesuré aucune iniquité environnementale à l'encontre des ménages à faible revenu et des minorités visibles, contrairement aux ménages les plus favorisés qui sont exposés à des niveaux élevés de bruit. Ces résultats particuliers mettent en évidence le fait que la relation entre un groupe de la population particulier et son exposition à certains éléments négatifs de l'environnement peut varier selon le contexte d'étude et les spécificités locales. Il est donc important de considérer les contextes historique, géographique et politique pour expliquer les situations d'iniquités environnementales. D'un point de vue méthodologique, le choix de l'unité d'analyse, mais aussi des tests statistiques peut également conduire à des résultats et interprétations différents au regard des variables analysées (Mennis 2002). Lorsque l'on pose un diagnostic d'équité environnementale, la question du choix méthodologique est primordiale, car ce dernier doit être adapté aux objectifs fixés (Walker 2010). Par exemple, il est souvent recommandé d'utiliser un découpage spatial le plus fin possible pour évaluer le plus précisément les secteurs affectés par les polluants atmosphériques ou le bruit (par exemple, les îlots de diffusion, au Canada) (Chakraborty, Maantay et Brender 2011).

Au-delà des groupes de population économiquement défavorisés et les personnes issues de minorités visibles, la littérature actuelle en équité environnementale porte une attention toute particulière aux populations vulnérables physiologiquement. C'est le cas des enfants et des personnes âgées qui sont plus sensibles aux conséquences des nuisances environnementales sur leur santé. Les enfants ont un système immunitaire plus fragile, car immature et sont donc particulièrement vulnérables aux expositions environnementales (Basner et al. 2017; Suk, Murray et Avakian 2003; Van Kamp et Davies 2013). En effet, leur processus de développement peut être facilement perturbé. D'ailleurs, les enfants semblent être plus vulnérables que les adultes aux déficiences auditives causées par le bruit (Goines et Hagler 2007). Cette vulnérabilité peut être associée à l'âge, mais aussi à leur comportement, car les enfants ont une certaine incapacité à se retirer d'une source nuisible et passent davantage de temps dans leur environnement immédiat (Goines et Hagler 2007). En outre, comme les enfants passent une partie importante de leur journée à l'école, des récents travaux en équité environnementale ont examiné l'exposition des enfants aux éléments nuisibles de leur environnement scolaire, notamment, à la pollution de l'air (Grineski, Collins et Adkins 2020; Grineski et Collins 2018; Elford et Adams 2021) et au bruit environnemental (Collins, Grineski et Nadybal 2019; Carrier et al. 2019; Amram et al. 2011). Par exemple, l'étude de Collins, Grineski et Nadybal (2019) aux États-Unis a conclu que les élèves fréquentant les écoles publiques les plus exposées au bruit routier et aérien sont plus susceptibles d'appartenir à une minorité visible et d'être économiquement défavorisés. Ensuite, l'étude de Carrier et al. (2019) sur l'île de Montréal a révélé une situation d'iniquité pour les enfants fréquentant les écoles primaires avec un indice de défavorisation socio-économique plus élevé en ce qui a trait à la concentration du dioxyde d'azote. En revanche, certaines études considérant uniquement le milieu résidentiel ont porté un regard plus nuancé sur les iniquités environnementales pour ce groupe de la population. Les études de Brainard et al. (2004) à Birmingham, de Nega et al. (2013) à Minneapolis-Saint Paul et de Carrier, Apparicio et Séguin (2016, 2015) à Montréal ont conclu qu'il n'y a aucune iniquité quant à l'exposition des enfants au bruit des transports (routier, aérien et ferroviaire) dans leur milieu résidentiel.

De leur côté, les personnes âgées constituent aussi un groupe à risque en raison du vieillissement des fonctions vitales qui peut entraîner de nombreuses incapacités, notamment une diminution des capacités de mobilité (Day 2008; Lord, Després et Ramadier 2011). Par conséquent, les aînés se retrouvent plus confinés dans leur milieu résidentiel (Day 2010; Weuve et al. 2016). Ainsi, lorsque ce groupe de la population réside dans des espaces exposés à des concentrations élevées de polluants, ils courent un risque accru de développer des problèmes de santé, car ils y

passent davantage de temps et sont donc plus longuement exposés. En plus de la vulnérabilité physiologique, les aînés ayant un revenu modeste seraient plus à risque de développer des problèmes de santé liés aux nuisances de l'environnement, car ils ne peuvent pas se protéger adéquatement (par exemple, un accès plus limité aux soins) (Gouveia et Fletcher 2000). Malgré leur vulnérabilité physiologique et le phénomène du vieillissement de la population dans de nombreux pays (Carrier et al. 2013), les aînés ont été peu considérés dans les études en équité environnementale en lien avec le bruit ou les polluants atmosphériques provenant des transports. La plupart de ces recherches concluent toutefois qu'il n'y a aucune iniquité environnementale pour les personnes âgées (Brainard et al. 2004; Chakraborty 2009; Carrier et al. 2013; Carrier, Apparicio et Séguin 2015, 2016; Collins, Nadybal et Grineski 2020).

1.3.3. Bruit aérien et équité environnementale

Dans la littérature en équité environnementale, peu d'études ont abordé les impacts du transport aérien. L'analyse distributive des risques découlant du trafic aérien et des groupes les plus susceptibles d'être exposés aux nuisances engendrées s'est principalement concentrée sur le bruit plutôt que sur la pollution de l'air. À notre connaissance, seule l'étude de Rissman et al. (2013) a examiné l'exposition aux particules fines ($PM_{2,5}$) autour de l'aéroport international Hartsfield-Jackson d'Atlanta, aux États-Unis. Les auteurs ont démontré une relation significativement positive entre les populations à faible revenu, moins scolarisées et non blanches et des niveaux élevés de particules fines ($PM_{2,5}$) liés au trafic aérien dans la région métropolitaine d'Atlanta. En ce qui a trait au bruit aérien, deux courants principaux d'études se dégagent. Au sein du premier courant, les auteurs combinent plusieurs sources de bruit issues du transport (trafics routier, aérien et ferroviaire), sans les distinguer. Dans le second courant, seul le bruit aérien est analysé comme variable dépendante. En outre, certaines études reposent sur des devis transversaux et d'autres sur des devis longitudinaux.

Dans le premier courant, des recherches réalisées en Angleterre (Brainard et al. 2004), au Canada (Dale et al. 2015) et aux États-Unis (Nega et al. 2013; Cohen, Coughlin et Crews 2019; Casey et al. 2017) ont rapporté, à différents niveaux et intensités, que les minorités ethniques et les personnes à faible revenu sont disproportionnellement exposées à des niveaux élevés de bruit des transports. D'un côté, Brainard et al. (2004) ont constaté que certaines minorités ethniques, en particulier les populations afro-américaines, ont tendance à résider dans des secteurs où les niveaux de bruit des transports (routier, aérien et ferroviaire) sont plus élevés au cours de la

journée dans la ville de Birmingham, en Angleterre. Une tendance similaire a également été trouvée pour les populations les plus défavorisées (indice de défavorisation de Carstairs) et les niveaux de bruit nocturne. D'un autre côté, Néga et al. (2013) a mis en avant une association statistiquement positive entre les niveaux élevés de bruit générés par le trafic routier et aérien (à un niveau supérieur à 55 dB(A) L_{dn}) et la proportion de résidents non blancs (afro-américains, asiatiques et hispaniques) dans la région métropolitaine de Minneapolis-Saint Paul, aux États-Unis. Les auteurs constatent également que les personnes à faible revenu sont plus susceptibles de résider dans des secteurs où les niveaux de bruit sont plus élevés. Dans une étude réalisée au sein de l'île de Montréal, au Canada, Dale et al. (2015) ont trouvé des résultats similaires. Les auteurs ont eu recours au *land-use regression* (LUR) pour déterminer les valeurs de bruit ($L_{Aeq,24h}$) à partir de données mesurées par des capteurs. Les résultats ont montré une association négative (corrélation de Pearson) entre l'exposition au bruit environnemental (bruit provenant des transports et des activités industrielles) et le niveau de défavorisation sociale (8 variables socio-économiques) au niveau des aires de diffusion (AD). Aux États-Unis, Cohen, Coughlin et Crews (2019) ont constaté à partir de plusieurs analyses (par exemple, à partir des méthodes de régression linéaire multiple et de régression géographiquement pondérée) que les populations afro-américaines et hispaniques sont concentrées de manière disproportionnée dans des espaces où les niveaux de bruit des trafics routier et aérien sont élevés comparativement à la population blanche au niveau de l'état de Géorgie. L'iniquité environnementale est toutefois davantage prononcée pour les populations afro-américaines par rapport aux autres minorités ethniques au niveau de la métropole d'Atlanta. Dans une étude réalisée à l'échelle des États-Unis, Casey et al. (2017) ont signalé que les niveaux de bruit estimés à partir d'un modèle géospatial sont plus élevés de jour comme de nuit dans les groupes d'îlots de recensement urbain (*census block groups*) avec des proportions plus élevées de résidents non blancs et de personnes avec un statut socio-économique plus bas. Toutefois, comme pour les études précédentes, aucune distinction n'a été faite entre les différentes sources de bruit.

Dans le second courant où seul le bruit aérien est analysé comme variable dépendante, des études transversales ont signalé que certains groupes de la population subissent une exposition disproportionnée à des niveaux élevés de bruit aérien dans leur milieu résidentiel. Il s'agit des ménages à faible revenu et des communautés ethnoculturelles (hispanique, afro-américaine ou asiatique). Tout d'abord, aux États-Unis, Sobotta et al. (2007) ont constaté à l'aide d'analyses de régression tobit et logit, qu'en moyenne, à Phoenix, le pourcentage de ménages hispaniques fait augmenter de 25 % la probabilité d'être exposé à des niveaux élevés de bruit aérien. En France, Pelletier et al. (2013) ont mis en évidence une relation significative entre l'exposition au bruit

aérien et la privation sociale à Paris (aéroports Paris-Charles-de-Gaulle, Paris-Orly et Paris-Le Bourget). En d'autres mots, les auteurs ont souligné qu'un niveau de défavorisation socio-économique élevé (indices SES et de Townsend) au niveau des IRIS¹⁶ est associé (corrélation de Pearson) avec des niveaux élevés de bruit aérien (à un niveau supérieur à 55 dB(A) L_{den}) autour des trois aéroports parisiens. Récemment, Collins, Nadybal et Grineski (2020) ont effectué une analyse au niveau des États-Unis en analysant séparément l'exposition au bruit aérien et au bruit routier. Les résultats ont montré une légère association entre des niveaux élevés de bruit aérien (valeurs $L_{aeq, 24h}$ supérieures ou égales à 35 dB(A)) et les secteurs de recensement caractérisés par un faible statut socio-économique. Autrement dit, les quartiers avec une plus grande proportion de minorités ethniques (Afro-américains, Hispaniques, Asiatiques et insulaires du Pacifique), de locataires et avec un niveau socio-économique faible sont exposés de manière disproportionnée au bruit aérien. Une tendance inverse a été trouvée pour les quartiers avec une forte concentration de résidents blancs.

En ce qui concerne des études longitudinales, nous pouvons mentionner certains travaux réalisés aux États-Unis (Ogneva-Himmelberger et Cooperman 2010; Woodburn 2017; Most, Sengupta et Burgener 2004) et en France (Sedoarisoa 2015). Dans l'ensemble, il semblerait que l'iniquité diffère légèrement d'une année à l'autre pour certaines communautés ethnoculturelles et pour les ménages à faible revenu. Une étude réalisée à Boston, aux États-Unis, entre 1990 et 2000, a rapporté qu'au cours de ces deux périodes, le pourcentage de ménages hispaniques a augmenté dans les zones affectées par des niveaux élevés de bruit aérien (valeurs moyennes de 15,5 % en 2000 et 7,4 % en 1990) comparativement aux zones calmes (valeurs moyennes de 5,7 % en 2000 et 3,6 % en 1990) (Ogneva-Himmelberger et Cooperman 2010). En revanche, entre 1990 et 2000, les auteurs relèvent une tendance inverse pour les ménages afro-américains qui sont moins présents dans les zones avec des niveaux élevés de bruit aérien (valeurs moyennes de 6,6 % en 2000 et 11,5 % en 1990) comparativement aux zones calmes (valeurs moyennes de 9,1 % en 2000 et 8,1 % en 1990). Les auteurs avancent l'hypothèse que le taux de croissance beaucoup plus élevé de la population hispanique que la population afro-américaine dans la région métropolitaine de Boston entre 1990 et 2000 pourrait expliquer, en partie, cette différence. Par ailleurs, au cours de ces deux périodes, aucun changement significatif n'a été observé pour le revenu médian des ménages qui est associé négativement avec les zones avec des niveaux élevés de bruit aérien. Autrement dit, il y a une surreprésentation des populations à faible revenu

¹⁶ Unité géographique la plus fine pour laquelle l'INSEE (Institut national de la statistique et des études économiques) fournit les données du recensement de la population.

dans les secteurs exposés à des niveaux élevés de bruit aérien aussi bien en 1990 qu'en 2000. À l'échelle des États-Unis, Woodburn (2017) a identifié les secteurs confrontés aux impacts environnementaux néfastes associés aux opérations aéroportuaires (par exemple, le bruit et la pollution de l'air) de 21 aéroports entre 1970 et 2010. Pour identifier les secteurs impactés, des zones dites de communautés adjacentes à l'aéroport ou AAC (*Airport-Adjacent Communities*) ont été délimitées pour chaque aéroport. Ces zones correspondent aux groupes de blocs de recensement (*census block group*) dont le centroïde est situé dans un rayon de 5 km de chaque aéroport. Les résultats ont indiqué qu'entre les années 1970 et 2010, les groupes défavorisés et les minorités ethniques ne sont pas disproportionnellement situés près des quatre aéroports les plus achalandés (> 500 000 opérations/an). Par contre, on retrouve une part plus importante de populations défavorisées et de minorités ethniques dans les communautés situées à proximité des aéroports les moins achalandés (< 250 000 opérations/an). En France, les résultats de la thèse de Sedoarisoa (2015) sont plus nuancés. L'auteur a rapporté qu'entre 2007 et 2011, l'iniquité pour les populations très défavorisées (indice de défaveur sociale FDep) semble augmenter à Toulouse tandis qu'elle diminue à Paris (Paris-Charles-de-Gaulle et Paris-Orly). Contrairement à l'étude de Ogneva-Himmelberger et Cooperman (2010) à Boston, il est important de noter que dans l'étude de Woodburn (2017) et la thèse de Sedoarisoa (2015), seule l'évolution des données sociodémographiques a été prise en compte et non l'évolution des courbes de bruit aux différents aéroports.

Paradoxalement, d'autres études arrivent à des résultats contradictoires qui peuvent s'expliquer par des choix méthodologiques, des contextes géographiques, historiques et réglementaires particuliers. Aux États-Unis, Most, Sengupta et Burgener (2004) ont analysé les impacts du choix de l'échelle spatiale et de la méthode de sélection des populations affectées par le bruit aérien entre 1990 et 2000 autour de l'aéroport Saint-Louis-Lambert. Les auteurs concluent que l'évaluation de l'équité environnementale varie considérablement en fonction de la méthode utilisée. Dans la région de Rijnmond, aux Pays-Bas, Kruize et al. (2007) ont conclu que les ménages les mieux nantis sont surexposés au bruit aérien. Historiquement dans cette région, les ménages plus nantis résident en banlieue de Rotterdam, dans des secteurs ruraux et où se trouve l'aéroport de Rotterdam-La Haye. Les auteurs ont émis l'hypothèse que les maisons situées dans les secteurs plus exposés au bruit seraient plus chères, car, en raison de la réglementation, les mesures techniques d'insonorisation acoustique sont plus coûteuses, ce qui entraîne une hausse des prix des logements. De ce fait, seuls les ménages aux revenus plus élevés peuvent accéder à la propriété dans ce secteur. Dans la même veine, les résultats de la thèse de Sedoarisoa (2015) ont montré que dans la région rurale et peu dense de l'aéroport de Lyon Saint-Exupéry, en France,

aucune association n'a été observée entre l'exposition au bruit des avions et les populations très défavorisées. Enfin, l'étude transversale de Tonne et al. (2018) à Londres, en Angleterre, repose sur des données individuelles de l'enquête sur les habitudes de déplacement et de la part modale menée par la Transport for London (LTDS). Les auteurs ont utilisé les données de 45 079 personnes (20 542 ménages) entre 2006 et 2010. À l'aide de modèles de régression logistique, les résultats ont révélé que les personnes appartenant au groupe de revenu du ménage le plus élevé et de race blanche sont plus susceptibles de vivre dans un contour de 50 dB(A) $L_{aeq, 16h}$ de bruit des avions de l'aéroport de Londres-Heathrow. Signalons que les auteurs ont distingué séparément les effets du bruit généré par le trafic aérien, routier et ferroviaire.

En ce qui a trait aux populations vulnérables d'un point de vue physiologique, telles que les personnes âgées et les enfants, peu d'études en équité environnementale à l'égard du bruit aérien ont considéré ces deux groupes de la population dans leur milieu résidentiel. Pour les personnes âgées, à notre connaissance, une seule étude a fait référence à cette tranche de la population, mais elle n'a relevé aucune iniquité au niveau des États-Unis (Collins, Nadybal et Grineski 2020). En ce qui a trait aux enfants, seules les études de Brainard et al. (2004) à Birmingham, de Nega et al. (2013) à Minneapolis-Saint Paul et de Collins, Nadybal et Grineski (2020) à l'échelle des États-Unis ont fait référence à cette tranche de la population et elles ont confirmé qu'il n'y a aucune iniquité quant à leur exposition au bruit des transports (bruits aérien, routier et ferroviaire) dans leur milieu résidentiel. Cependant, en milieu scolaire, les résultats sont différents. Aux États-Unis, Collins, Grineski et Nadybal (2019) ont signalé que les élèves fréquentant les écoles publiques (primaires et secondaires) les plus exposées au bruit aérien sont nettement plus susceptibles d'être économiquement défavorisés (éligibles pour des repas gratuits ou à prix réduit), mais aussi d'appartenir à une minorité raciale (hispanique, noire ou asiatique). Finalement, les résultats de l'étude épidémiologique et transversale de Haines et al. (2002) sur 11 000 enfants en sixième année (11 ans) dans 123 écoles primaires à proximité de l'aéroport de Londres-Heathrow, en Angleterre, ont soulevé des situations d'iniquités environnementales. En effet, les écoles primaires exposées à des niveaux élevés de bruit aérien (supérieur à 57 dB(A) $L_{aeq, 16h}$) accueillent une proportion plus élevée d'élèves éligibles aux repas scolaires gratuits (proxy de défavorisation socioéconomique) et allophones (enfants n'ayant pas l'anglais comme langue principale parlée à la maison).

1.4. Contributions de la thèse à la littérature en équité environnementale

Au Canada, quelques études dans le domaine de la santé ont identifié certains risques et préoccupations associées à l'exposition au bruit aérien. Par exemple, Michaud, Keith et McMurchy (2005) ont relevé à partir d'une enquête téléphonique au niveau national que le bruit aérien est la deuxième source des transports la plus gênante pour les Canadiens après le bruit du trafic routier. Dans les années 1980, des recherches canadiennes avaient déjà montré que le bruit aérien est une source très gênante pour les populations qui résident près de certains aéroports de Toronto (aéroports internationaux de Toronto Pearson et d'Oshawa) (Hall et al. 1981; Taylor, Hall et Birnie 1981). Plus récemment, Dale et al. (2014) et Smargiassi et al. (2014) ont signalé que dans les zones résidentielles situées à proximité de l'aéroport international Montréal-Trudeau, les niveaux de bruit liés aux trafics aérien, routier et ferroviaire sont élevés dépassant la valeur seuil de 55 dB(A) recommandée par l'OMS pendant la journée ($L_{aeq, 24h}$, $L_{aeq, 16h}$ et $L_{aeq, 6h}$) et la nuit (L_n). Smargiassi et al. (2014) ont aussi relevé dans un avis de la santé publique (DSP) de Montréal que le choix du type d'indicateur de bruit aérien (NEF, L_{den} , L_{dn} et le critère de réveils additionnels par nuit de Leipzig/Halle¹⁷) peut conduire à des résultats différents dans les estimations du nombre de logements exposés à des niveaux élevés de bruit aérien. De son côté, Ragetti et al. (2016) ont constaté que le bruit aérien est la seconde source de bruit la plus gênante après le bruit routier sur l'île de Montréal. De plus, ces mêmes auteurs ont observé qu'une forte proportion d'individus qui résident à plus de deux kilomètres de la zone NEF 25 de l'aéroport Montréal-Trudeau, se déclarent encore gênés par le bruit aérien. Ainsi, en raison des préoccupations croissantes de santé publique à l'égard du bruit aérien au Canada, il apparaît justifié d'étudier cette nuisance sonore dans le contexte canadien.

Dans une optique d'équité environnementale, cette thèse a pour objectif de vérifier si les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les personnes âgées de 65 ans et plus et les jeunes de moins de 15 ans qui résident dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes (Toronto, Montréal, Calgary et Vancouver) sont disproportionnellement exposés à des niveaux élevés de bruit aérien. À la lumière de notre revue de la littérature, nous constatons, dans un premier temps, que l'iniquité environnementale à l'égard du bruit aérien varie d'un contexte géographique à l'autre. Notre première contribution résidera ainsi dans l'utilisation d'une approche

¹⁷ Selon les travaux de Basner et al. (2006), il se calcule sur la base des niveaux de bruit L_{Amax} induits par les mouvements aériens nocturnes.

comparative pour plusieurs villes, ce qui, à notre connaissance, n'a pas été fait à ce jour dans la littérature.

Deuxièmement, l'analyse de la distribution du bruit aérien sous l'angle de l'équité environnementale a été peu explorée au Canada. Seule l'étude de Dale et al. (2015) sur l'île de Montréal soulève un enjeu d'équité environnementale en ce qui a trait au bruit aérien. Toutefois, bien que très intéressante, cette étude ne pose pas un diagnostic d'équité environnementale précis. En effet, les auteurs ont eu recours à une *land-use regression* (LUR) pour déterminer les valeurs de bruit à partir de données mesurées par des capteurs, combinant ainsi plusieurs sources de bruit d'origine anthropique (bruit provenant des transports et des activités industrielles) sans que l'on puisse les distinguer. Notons que cette même étude ne s'intéresse pas à certains groupes de la population qui sont généralement étudiés en équité environnementale, comme les minorités visibles ou plus récemment les enfants et les personnes âgées. Cette thèse tente de présenter un portrait plus complet de la situation en termes d'équité environnementale en analysant exclusivement la distribution du bruit aérien en tenant compte de la répartition de quatre groupes de population vulnérables d'un point de vue socioéconomique ou physiologique à cette nuisance. La thèse s'inscrit donc dans le courant de la justice distributionnelle ou équité environnementale, contribuant à combler le manque de connaissance dans le contexte canadien.

En outre, cette thèse répond à un besoin en matière d'évaluation de l'exposition au bruit aérien pour certains groupes de population spécifiques. Effectivement, compte tenu de leur vulnérabilité physiologique au bruit des études épidémiologiques ont rapporté que les enfants sont plus à risque de développer des problèmes de santé causés par une exposition prolongée à des niveaux élevés de bruit aérien (par exemple, un retard dans leur développement cognitif et des problèmes d'apprentissage) (Basner et al. 2017; Stansfeld et Clark 2015; Van Kamp et Davies 2013). Cependant, peu d'études en équité environnementale ont fait état de la situation pour ce groupe en ce qui a trait de leur exposition au bruit aérien dans leur milieu résidentiel et scolaire. Parmi les quelques études s'étant intéressées au milieu résidentiel, signalons celles de Brainard et al. (2004) à Birmingham, en Angleterre, de Nega et al. (2013) à Minneapolis-Saint Paul (États-Unis) et de Collins, Nadybal et Grineski (2020) aux États-Unis. En milieu scolaire, seules les études de Collins, Grineski et Nadybal (2019) aux États-Unis et de Haines et al. (2002) à Londres, en Angleterre, ont soulevé des enjeux d'équité environnementale pour ce groupe. Au Canada, aucune étude n'a fait état de la situation pour cette tranche de la population que ce soit, dans leur milieu résidentiel ou scolaire. Cette thèse analyse ainsi de façon plus complète l'exposition au bruit aérien des enfants, dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes, dans des milieux

où ils passent une partie importante de leur journée, soit leur lieu de résidence et l'école, seulement dans le cas de Toronto. Ceci représente l'une des contributions majeures de notre recherche à la littérature actuelle en équité environnementale.

Par ailleurs, compte tenu du fait que la distribution du bruit aérien peut varier dans le temps, selon plusieurs paramètres (par exemple, les trajectoires de vols, les types d'aéronefs, le nombre de mouvements aériens par pistes, les conditions météorologiques, etc.), cela peut avoir des conséquences sur les populations affectées et sur les patrons d'équité environnementale. Cependant, ce domaine de recherche reste encore peu exploré. Seules les études de Ogneva-Himmelberger et Cooperman (2010), à Boston et de Most, Sengupta et Burgener (2004) à Saint-Louis, aux États-Unis, ont pris en compte l'évolution dans le temps des niveaux ou contours de bruit aérien dans l'évaluation de l'équité environnementale. Au Canada, aucune étude n'a exploré cette question. Ainsi, à notre connaissance, cette recherche en équité environnementale est la première qui aborde la problématique du bruit aérien d'un point de vue longitudinal dans le contexte canadien.

Enfin, sur le plan méthodologique, certains auteurs ont également soulevé qu'il est nécessaire d'utiliser le découpage spatial le plus fin possible afin de vérifier, avec précision, l'existence d'iniquité environnementale à l'égard de cette nuisance. Dans cette thèse nous utilisons la plus petite unité géographique disponible au Canada, soit l'îlot de diffusion (ID). De plus, pour estimer les populations potentiellement impactées par le bruit aérien nous retenons seulement les portions résidentielles à l'intérieur de chaque îlot urbain (à partir d'une carte d'occupation du sol ou d'image satellite, par exemple), ce qui augmente la qualité de nos analyses. À notre connaissance, un tel diagnostic d'équité environnementale sur le bruit aérien n'a jamais été effectué à ce niveau-là dans le contexte urbain canadien.

Finalement, au Canada, à l'exception de l'indicateur NEF qui est utilisé pour définir les zones de gêne liées au bruit aérien, il n'existe pas d'autres mesures pour estimer les niveaux de bruit associés au trafic aérien autour d'un aéroport. Néanmoins, dans la littérature en équité environnementale et dans le domaine de la santé, d'autres indicateurs sont considérés comme plus représentatifs du dérangement subi par la population au bruit aérien, comme le $L_{Aeq,T}$, le L_{den} , le DNL ou L_{dn} et le L_{Amax} . À l'instar de Smargiassi et al. (2014), cette recherche est l'une des rares qui utilisent plusieurs types d'indicateurs de bruit aérien pour identifier les zones de bruit caractérisées par des niveaux sonores problématiques. Les résultats qui découlent de cette thèse

permettrons également d'apporter une réflexion sur les politiques d'aménagement du territoire actuelle en matière de gestion du bruit aérien.

Une dernière contribution repose sur la modélisation du bruit aérien. À notre connaissance, peu d'études dans la littérature en équité environnementale se sont intéressées à la modélisation du bruit aérien, car les cartes de bruit sont généralement fournies par les administrations aéroportuaires ou les autorités nationales de l'aviation civile. Seules les études de Ogneva-Himmelberger et Cooperman (2010), à Boston, et de Most, Sengupta et Burgener (2004) à Saint-Louis, aux États-Unis, ont modélisé eux-mêmes les niveaux de bruit aérien. En revanche, elles ne prennent pas en compte différents types d'indicateurs de bruit et utilisent des modèles plus anciens. La complexité qui découle de l'analyse de la dispersion spatiale du bruit aérien nécessite l'utilisation de modèles mathématiques précis. Ainsi, nous portons une attention toute particulière à l'utilisation des dernières méthodes de prédiction du bruit aérien qui reposent principalement sur des modèles empiriques et des bases de données de mesure, mais également sur l'utilisation de données publiques sur le trafic aérien.

1.5. Objectifs, questions et hypothèses de recherche

L'objectif principal de cette thèse est d'examiner l'existence d'iniquités environnementales en termes d'exposition au bruit aérien dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes et pour certains groupes de population spécifiques. Comme cette thèse de doctorat est composée de trois articles scientifiques, nous présentons pour chacun d'entre eux, les objectifs, les questions et les hypothèses de recherche.

1^{er} Article : Bruit aérien et équité environnementale dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes

Le premier article de cette thèse porte sur l'analyse de la distribution spatiale du bruit aérien dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes. L'intérêt de cet article est de proposer une approche comparative pour identifier les iniquités environnementales potentielles à l'égard du bruit aérien pour quatre groupes de population dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes (Toronto, Montréal, Calgary et Vancouver). L'indicateur NEF est utilisé pour mesurer les zones de gêne sonore associée au bruit aérien autour des quatre aéroports internationaux, à savoir Toronto Pearson (YYZ), Montréal-Trudeau (YUL), Calgary (YYC) et Vancouver (YVR). L'objectif de cet article est double. Premièrement, nous posons un diagnostic d'équité

environnementale afin de déterminer si quatre groupes de population vulnérables, c'est-à-dire les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les personnes âgées de 65 ans et plus et les enfants de moins de 15 ans, sont en situation d'iniquité quant à leur exposition au bruit aérien dans leur milieu résidentiel dans les quatre plus grandes régions métropolitaines de recensement canadiennes. Deuxièmement, nous voulons vérifier si l'iniquité pour chacun des groupes de la population varie significativement d'une région métropolitaine à l'autre. Deux questions de recherche sont formulées ainsi dans cet article.

- 1) Est-ce que les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les personnes âgées de 65 ans et plus ainsi que les enfants de moins de 15 ans qui résident dans les grandes métropoles canadiennes sont en situation d'iniquité quant à leur exposition au bruit aérien mesuré dans leur milieu résidentiel ?
- 2) L'iniquité varie-t-elle d'une métropole à l'autre et d'un groupe à l'autre ?

Pour la première question de recherche, nous émettons l'hypothèse que les populations à faible revenu risquent d'être moins exposées à des niveaux élevés de bruit aérien. En effet, compte tenu de la localisation des aéroports, soit en bordure de la municipalité centrale (Calgary et Vancouver¹⁸) ou dans les banlieues de premières couronnes (Toronto, Montréal) et de la concentration des populations à faible revenu dans certains quartiers centraux des quatre métropoles étudiées (Ades, Apparicio et Séguin 2012), nous pouvons supposer que ce groupe de population ne subit pas d'iniquité environnementale. En ce qui concerne les minorités visibles, il semblerait que ce groupe soit plus dispersé au sein des métropoles canadiennes, avec une proportion plus importante dans les banlieues de première couronne (Leloup 2007; Apparicio, Charbonneau et Dussault 2008). Dans la même veine, Vézina et Houle (2017) ont relevé une augmentation de l'établissement de groupes issus de l'immigration récente, dans certaines municipalités de la première couronne dans les régions métropolitaines de Montréal, Toronto et Vancouver. De ce fait, il est probable que les personnes déclarant appartenir à une minorité visible soient proportionnellement plus présentes dans les secteurs résidentiels affectés par des niveaux élevés de bruit aérien. De leur côté, les jeunes de moins de 15 ans sont plus susceptibles de résider en banlieue que dans les arrondissements centraux, en raison de l'exode en dehors des noyaux centraux des familles avec enfants depuis plusieurs décennies (Apparicio et al. 2010). Cet exode des familles avec enfants s'est fait vers les banlieues éloignées où l'accès à la propriété est plus abordable et où l'environnement résidentiel est, aux yeux des parents, plus sain, sécuritaire et familial pour y élever des enfants (Jean 2014). On peut donc supposer que cette

¹⁸ L'aéroport de Vancouver est situé sur une île à proximité de la ville centre (*Sea Island*).

catégorie de population est moins susceptible de vivre dans des milieux où les niveaux de bruit aérien sont potentiellement plus élevés, en raison de la localisation des aéroports. Quant aux personnes âgées de 65 ans et plus, l'étude de Séguin, Apparicio et Negron (2013) a montré que ce groupe de la population très concentré en 1981 semble progressivement se disperser jusqu'à 2006, notamment dans les municipalités des premières couronnes à Toronto, Montréal et Vancouver (Séguin, Apparicio et Negron 2013). De ce fait, si les patrons de distribution de la population âgée n'ont pas connu de changement majeur entre 2006 et 2016, nous formulons l'hypothèse que ce groupe de la population subit de l'iniquité environnementale quant à la concentration de bruit aérien dans leur milieu résidentiel. Toutefois, il convient de nuancer notre hypothèse en précisant que si la dispersion des personnes âgées dans les régions métropolitaines a continué vers les banlieues de deuxième et troisième couronnes, alors il est probable que ce groupe soit moins exposé à des niveaux de bruit aérien élevés.

Bien qu'il existe certaines similitudes relatives à la localisation des aéroports et à la répartition spatiale des quatre groupes de population dans les différentes régions métropolitaines étudiées, la distribution spatiale du bruit aérien peut varier selon les caractéristiques des aéroports (par exemple, l'orientation des pistes, les trajectoires de vols, les types d'aéronefs, le nombre de mouvements d'aéronefs, etc.). L'hypothèse formulée est que le diagnostic d'équité environnementale variera d'une ville à l'autre et d'un groupe à l'autre. L'existence de résultats contradictoires dans la littérature en équité environnementale soutient cette hypothèse.

2^e Article : La localisation des écoles primaires et le bruit aérien dans la région métropolitaine de Toronto : un diagnostic d'équité environnementale et une analyse des impacts sur la réussite scolaire.

Le second article s'intéresse spécifiquement aux enfants du primaire (5 à 14 ans) scolarisés dans 1420 écoles primaires publiques ou catholiques de la RMR de Toronto durant l'année scolaire 2017-2018. Cet article est guidé par deux objectifs. Dans un premier temps, il s'agit de vérifier si les écoles primaires desservant une forte proportion d'enfants issus de familles à faible revenu et dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement (variable de substitution des personnes issues de l'immigration) sont exposées de manière disproportionnée à des niveaux de bruit aérien élevés (courbes NEF 25) dans la région métropolitaine de Toronto. Dans un deuxième temps, il s'agit de vérifier si le bruit aérien a ou non un impact sur la réussite scolaire (en lecture, en écriture et en mathématique) des enfants du primaire. Cet article visera à répondre aux questions de recherche suivantes :

- 1) Est-ce que les écoles primaires accueillant des enfants issus de milieux défavorisés sont disproportionnellement localisées à proximité des aéroports ?
- 2) Est-ce que les écoles primaires exposées à des niveaux de bruit aérien élevés présentent des niveaux de réussite scolaire plus faibles par rapport aux autres écoles primaires de la RMR de Toronto une fois contrôlés les facteurs socioéconomiques, les autres sources de bruit environnemental et la qualité du bâtiment ?

À l'instar des résultats des travaux de Collins, Grineski et Nadybal (2019) aux États-Unis et de Haines et al. (2002) en Angleterre, l'hypothèse soutenue est que les écoles primaires desservant une forte proportion d'enfants appartenant à une minorité visible et issus de milieux défavorisés sont exposées à des niveaux élevés de bruit aérien.

Les résultats des études transversales de Green, Pasternack et Shore (1982) et de Sharp et al. (2014) aux États-Unis ont relevé que les écoles avec des niveaux de bruit aérien plus élevés présentent des taux de réussite ou des moyennes aux tests scolaires plus faibles que les écoles les moins exposées au bruit aérien. Nous émettons donc l'hypothèse que les écoles primaires exposées à des niveaux de bruit aérien élevés présentent des niveaux de réussite scolaire plus faibles que le reste des écoles primaires de la RMR de Toronto.

3^e Article : Bruit aérien et équité environnementale à Montréal : une comparaison des indicateurs de bruit et une analyse de l'impact de la COVID-19.

Le troisième article pose un diagnostic d'équité environnementale dans une perspective longitudinale. Cet article se rapporte à la construction de quatre types d'indicateurs afin de mesurer la dispersion spatiale du bruit aérien dans la RMR de Montréal, à savoir les indicateurs énergétiques (L_{den} , L_{dn} , $L_{aeq, 24h}$) et événementiels (L_{Amax}). Deux objectifs sont poursuivis dans cet article. Le premier objectif consiste à vérifier si le portrait des populations impactées par des niveaux élevés de bruit aérien change drastiquement entre 2019 et 2020 dans la région métropolitaine de Montréal, soit avant puis après le début de la pandémie provoquée par le SRAS-CoV-2. Le second objectif est de déterminer si l'utilisation d'un type d'indicateur de bruit aérien plutôt qu'un autre génère des variations importantes en termes de zones et de populations affectées d'une part, et en termes de diagnostic d'équité environnementale d'autre part. Deux questions de recherche sont explorées dans cet article :

- 1) Dans quelle mesure, les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les personnes âgées de 65 ans et plus ainsi que les enfants de moins de 15 ans se retrouvent-ils surreprésentés dans les secteurs résidentiels exposés à des niveaux

élevés de bruit aérien avant et après le début de la pandémie de la COVID-19 (2019 et 2020) dans la RMR de Montréal ?

- 2) L'utilisation d'un indicateur de bruit des avions plutôt qu'un autre génère-t-elle des variations significatives dans les résultats et par conséquent en termes de zones et de populations affectées ?

La pandémie causée par le virus SRAS-CoV-2 (maladie COVID-19) a eu un énorme impact sur le transport aérien. En 2020, l'aéroport international de Montréal-Trudeau a enregistré une baisse de 59 % du nombre de mouvements aériens comparativement à 2019 (ADMTL 2021). Nous émettons donc l'hypothèse que cette chute drastique du trafic aérien se traduira par une diminution des émissions sonores et de ce fait par une baisse des populations exposées au bruit aérien en 2020 comparativement à 2019. Il est donc probable que cela entraîne un changement dans les patrons d'équité.

En l'absence d'études en équité environnementale s'intéressant au choix du type d'indicateurs (énergétiques ou événementiels) pour mesurer la dispersion spatiale du bruit aérien, il est difficile de formuler une hypothèse solide. Toutefois, à l'instar d'un avis de santé publique de Montréal (Smargiassi et al. 2014), nous formulons l'hypothèse que l'utilisation de différents indicateurs de bruit aérien amènera des résultats différents en termes de zones et de populations affectées.

1.6. Conclusion

Dans ce premier chapitre, nous avons présenté, dans un premier temps, les effets néfastes du bruit aérien puis, dans un deuxième temps, nous avons traité du concept de justice environnementale. Les études identifiées dans la revue de la littérature ont permis de révéler des iniquités environnementales quant à l'exposition au bruit aérien, particulièrement pour les personnes à faible revenu et les minorités visibles. Toutefois, ces iniquités ne sont pas consistantes d'une ville à l'autre et dépendamment des approches méthodologiques mobilisées. Pour la suite de cette thèse de doctorat, les trois chapitres suivants correspondent aux trois articles qui composent cette thèse. Le cinquième et dernier chapitre de cette thèse s'articulera autour de la discussion des principaux enjeux soulevés dans chacun des articles.

CHAPITRE 2 : ARTICLE 1 – BRUIT AÉRIEN ET ÉQUITÉ ENVIRONNEMENTALE DANS LES QUATRE PLUS GRANDES MÉTROPOLES CANADIENNES

Formulaire d'inclusion d'un article dans une thèse de doctorat

1. Identification de l'étudiant

Nom, Prénom : AUDRIN, Thomas

2. Description de l'article

| | |
|------------------------------|--|
| Titre : | Bruit aérien et équité environnementale dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes |
| Nom des auteurs : | Thomas Audrin, Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin et Jérémy Gelb |
| Revue avec comité de lecture | The Canadian Geographer/Le Géographe canadien |
| État du cheminement : | <input checked="" type="checkbox"/> Publié date de publication : 25 octobre 2019 <input type="checkbox"/> Sous presse <input type="checkbox"/> Accepté moyennant modifications <input type="checkbox"/> Soumis |
| Résumé* | Des études en équité environnementale ont examiné la répartition spatiale du bruit aérien dans plusieurs villes. Leurs résultats démontrent que les minorités visibles et les populations à faible revenu sont en situation d'iniquité. Une autre étude conclut que les populations les plus aisées sont les plus touchées. Ces résultats contradictoires soutiennent l'utilisation d'une approche comparative pour plusieurs villes. L'objectif de cet article est double. Tout d'abord, nous voulons vérifier si certains groupes de la population sont en situation d'iniquité à l'égard du bruit aérien à Toronto, Montréal, Vancouver et Calgary. Puis, nous voulons vérifier si l'iniquité varie significativement d'une métropole à l'autre. Deux types de données sont utilisés pour chaque ville. Premièrement, nous utilisons l'indicateur de gêne causé par le bruit des avions, à savoir les courbes NEF. Deuxièmement, quatre variables sont extraites du recensement de 2016 de Statistique Canada au niveau des aires de diffusion, c'est-à-dire les pourcentages des personnes à faible revenu, des minorités visibles, des personnes de 65 ans et plus et des jeunes de moins de 15 ans. Les résultats du modèle à effets |

| | |
|--|---|
| | mixtes montrent que les iniquités environnementales ne sont pas cohérentes d'une métropole à l'autre pour les quatre groupes de population. |
|--|---|

* Si l'article est écrit dans une autre langue que le français, veuillez inclure également un résumé en français.

3. Contribution de chaque coauteur

Pour un article à plusieurs auteurs, veuillez détailler la contribution de chacun.

| Identification du coauteur | Description de la contribution |
|-------------------------------------|--|
| Thomas Audrin | Revue de littérature, collecte et structuration des données, analyses cartographiques et statistiques, rédaction de l'article. |
| Philippe Apparicio (Directeur) | Révision des données, participation à la structuration et à l'analyse des données, nombreuses révisions de l'article. |
| Anne-Marie Séguin (Codirectrice) | Nombreuses révisions de l'article. |
| Jérémy Gelb | Participation aux analyses statistiques. |

4. Déclaration

À titre de coauteur de l'article mentionné ci-haut, j'autorise Thomas Audrin à intégrer l'article dans sa thèse de doctorat.

| Coauteur(e) | Signature | Date |
|--------------------|---|------------|
| Thomas Audrin |  | 04-11-2021 |
| Philippe Apparicio |  | 04-11-2021 |
| Anne-Marie Séguin |  | 04-11-2021 |
| Jérémy Gelb |  | 04-11-2021 |

Référence complètes de l'article :

Audrin, Thomas, Apparicio Philippe, Anne-Marie Séguin et Jérémy Gelb. 2019. « Bruit aérien et équité environnementale dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes. » *The Canadian Geographer/Le Géographe Canadien* 64 (1): 155-168.

Bruit aérien et équité environnementale dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes

Thomas Audrin

Institut national de la recherche scientifique, Centre urbanisation Culture Société

Philippe Apparicio 

Institut national de la recherche scientifique, Centre urbanisation Culture Société

Anne-Marie Séguin

Institut national de la recherche scientifique, Centre urbanisation Culture Société

Jérémy Gelb

Institut national de la recherche scientifique, Centre urbanisation Culture Société

Messages clés

- Respectivement 419 000 et 57 000 personnes résident à l'intérieur des courbes NEF 25 et NEF 30 dans les quatre RMR étudiées, soit des zones de bruit aérien assez élevé.
- Il y a des situations contrastées en termes d'iniquité selon les métropoles.
- L'iniquité quant au niveau de bruit aérien mesuré dans le milieu résidentiel est peu prononcée pour les groupes de population étudiés.

Des études en équité environnementale ont examiné la répartition spatiale du bruit aérien dans plusieurs villes. Leurs résultats démontrent que les minorités visibles et les populations à faible revenu sont en situation d'iniquité. Une autre étude conclut que les populations les plus aisées sont les plus touchées. Ces résultats contradictoires soutiennent l'utilisation d'une approche comparative pour plusieurs villes. L'objectif de cet article est double. Tout d'abord, nous voulons vérifier si certains groupes de la population sont en situation d'iniquité à l'égard du bruit aérien à Toronto, Montréal, Vancouver et Calgary. Puis, nous voulons vérifier si l'iniquité varie significativement d'une métropole à l'autre. Deux types de données sont utilisés pour chaque ville. Premièrement, nous utilisons l'indicateur de gêne causé par le bruit des avions, à savoir les courbes NEF. Deuxièmement, quatre variables sont extraites du recensement de 2016 de Statistique Canada au niveau des aires de diffusion, c'est-à-dire les pourcentages des personnes à faible revenu, des minorités visibles, des personnes de 65 ans et plus et des jeunes de moins de 15 ans. Les résultats du modèle à effets mixtes montrent que les iniquités environnementales ne sont pas cohérentes d'une métropole à l'autre pour les quatre groupes de population.

Mots clés : bruit aérien, équité environnementale, analyse spatiale, SIG, métropoles canadiennes

Aircraft noise and environmental equity in Canada's four largest cities

Previous environmental equity studies have examined the spatial distribution of aircraft noise across cities. Their findings show that, in several cities, visible minorities and low-income populations are most affected by aircraft noise. In contrast, one study concludes that well-off populations are the most affected. These

Adresse de correspondance/Correspondence to: Philippe Apparicio, Laboratoire d'équité environnementale, Institut national de la recherche scientifique, Centre Urbanisation Culture Société, 385, rue Sherbrooke Est, Montréal, QC H2X 1E3. Courriel/
Email: philippe.apparicio@ucs.inrs.ca

2.1. Introduction

Comparativement aux bruits générés par les transports routier et ferroviaire, le bruit aérien est considéré comme étant la nuisance plus dérangeante (Miedema et Oudshoorn 2001), suscitant ainsi de vives inquiétudes chez les populations résidant à proximité des aéroports. Ses impacts sur la santé sont désormais bien connus : gêne et stress psychologique (Stansfeld et Matheson 2003), troubles du sommeil (Basner et al. 2017), difficultés cognitives accrues (Clark et al. 2012) et même des risques d'hypertension artérielle et de maladies cardiovasculaires (Correia et al. 2013).

Parmi les populations à risque, les enfants et les personnes âgées semblent être plus vulnérables au bruit aérien en raison d'une fragilité physiologique plus importante que le reste de la population (Van Kamp et Davies 2013; Correia et al. 2013). Outre des effets sanitaires importants, le bruit aérien engendre des coûts économiques, se matérialisant notamment par une baisse des valeurs des propriétés résidentielles situées à proximité des aéroports (Nelson 2004). Cette dépréciation immobilière peut conduire à des processus de ségrégation sociale et spatiale.

À cet égard, des études réalisées en Amérique du Nord ont démontré que certains groupes de population subissent, dans certaines villes, une exposition disproportionnée à des niveaux de bruit aérien élevés : les ménages à faible revenu, les communautés ethnoculturelles et les immigrants récents (Sobotta, Campbell et Owens 2007; Ogneva-Himmelberger et Cooperman 2010; Cohen, Coughlin et Crews 2017). Toutefois, une étude néerlandaise se démarque en concluant que les populations les mieux nanties sont les plus impactées par le bruit aérien (Kruize et al. 2007). Ces résultats contradictoires soulèvent des interrogations quant à l'existence d'iniquités environnementales pour certains groupes de population, lesquelles varieraient d'un contexte géographique à un autre.

Ainsi, il nous paraît pertinent de poser un diagnostic d'équité environnementale dans plusieurs métropoles canadiennes à l'égard de certains groupes vulnérables quant au niveau de bruit aérien mesuré dans leur milieu résidentiel, ce qui, à notre connaissance, n'a pas été fait à ce jour.

2.2. Le bruit aérien et l'équité environnementale

L'équité environnementale s'intéresse à la distribution des nuisances (le bruit, la pollution de l'air, etc.), mais aussi des ressources de l'environnement (végétation, parcs, etc.) par rapport à la

localisation de groupes populationnels particuliers (définis selon l'âge, le revenu ou de l'appartenance ethnique) (Walker 2012).

En ce qui a trait au bruit aérien, des recherches ont montré que certains groupes ethniques minoritaires, mais aussi les populations à faible revenu subissent une exposition disproportionnée à des niveaux élevés de bruit aérien à Phoenix (Sobotta, Campbell et Owens 2007), Boston (Ogneva-Himmelberger et Cooperman 2010), Atlanta (Cohen et al. 2017), Birmingham (UK) (Brainard et al. 2004) et Minneapolis-Saint Paul (Nega et al. 2013).

Par exemple, Sobotta, Campbell et Owens (2007) constatent qu'en moyenne, à Phoenix, le pourcentage de ménages hispaniques fait augmenter de 25% la probabilité d'être exposé à des niveaux élevés de bruit aérien. Une étude longitudinale autour de l'aéroport international de Boston démontre que plus le niveau de bruit aérien est élevé, plus le revenu médian des ménages et les valeurs des logements diminuent (Ogneva-Himmelberger et Cooperman 2010). Les auteurs formulent l'hypothèse que le bruit aérien a entraîné une baisse du prix des logements, ce qui a favorisé la venue de ménages plus modestes dans des zones où le niveau de bruit aérien est plus élevé.

En revanche, il existe aussi des résultats contradictoires qui peuvent s'expliquer par des contextes géographiques, historiques et réglementaires particuliers. Par exemple, dans la région de Rijnmond aux Pays-Bas, les ménages les mieux nantis sont surexposés au bruit aérien (Kruize et al. 2007). Historiquement, dans cette région, les ménages plus nantis résident en banlieue de Rotterdam. Or, l'aéroport de Rotterdam-La Haye est situé dans la partie nord et rurale, proche de la banlieue. Les auteurs émettent l'hypothèse que les maisons situées dans les secteurs plus exposés au bruit seraient plus chères, car, en raison de la réglementation, les mesures techniques d'insonorisation acoustique sont plus coûteuses, ce qui entraîne une hausse des prix des logements. De ce fait, seuls les ménages aux revenus plus élevés peuvent accéder à la propriété dans ce secteur (Kruize et al. 2007).

Paradoxalement, malgré leur vulnérabilité physiologique au bruit aérien (Stansfeld et al. 2005; Clark et al. 2012), les enfants ont été peu considérés dans les études en équité environnementale en lien avec le bruit aérien. Seules les études de Brainard et al. (2004) à Birmingham (UK) et de Nega et al. (2013) à Minneapolis-Saint Paul font référence à cette tranche de la population; et elles confirment qu'il n'y a aucune iniquité quant à leur exposition au bruit environnemental dans leur milieu résidentiel. Toutefois, la part du bruit aérien n'est pas estimée, car les auteurs combinent à la fois le bruit issu des trafics routier et aérien. De plus, à notre connaissance, aucune

étude en équité environnementale à l'égard du bruit aérien n'a considéré les personnes âgées. Pourtant, ce groupe peut être plus affecté par les nuisances environnementales dans leur milieu résidentiel en raison d'une mobilité plus réduite (Weuve et al. 2016) et d'une fragilité physiologique plus grande au bruit (Van Kamp et Davies 2013).

Ces considérations nous amènent à formuler deux questions de recherche. Dans les grandes métropoles canadiennes, les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les personnes âgées et les enfants subissent-ils de l'iniquité environnementale par rapport au niveau de bruit aérien mesuré dans leur milieu résidentiel ? L'iniquité varie-t-elle significativement d'une ville à l'autre et d'un groupe à l'autre ?

2.3. La méthodologie de la recherche

2.3.1. Les régions métropolitaines retenues

Le Canada est un terrain d'étude propice pour l'analyse du bruit aérien. Depuis 2005, le transport aérien au Canada a augmenté de plus de 38%, soit une croissance annuelle moyenne de 3,3% (Transports Canada 2016). Malgré des retombées économiques positives (Brueckner 2003), la forte croissance du trafic aérien a des répercussions négatives sur les populations résidant à proximité des aéroports. Dans le cadre de cette étude, seules les quatre plus grandes régions métropolitaines de recensement (RMR) canadiennes ont été retenues, soit Toronto, Montréal, Vancouver et Calgary. Elles comprennent les quatre plus grands aéroports internationaux, tant en termes de mouvements d'aéronefs que de trafic de passagers (Tableau 2.1).

Tableau 2.1 : Données sur les principaux aéroports des quatre RMR retenues

| | Canada | Toronto | Montréal | Vancouver | Calgary |
|--|-----------|---------|----------|-----------|---------|
| Code AITA d'aéroport | | YYZ | YUL | YVR | YYC |
| Population totale (en millions) ^a | 35,152 | 5,928 | 4,099 | 2,463 | 1,393 |
| Nombre de pistes | | 5 | 3 | 3 | 4 |
| Mouvements d'aéronefs ^b | 4 442 516 | 458 707 | 226 400 | 325 969 | 234 422 |
| En % | 100,0 | 10,32 | 5,10 | 7,34 | 5,28 |
| Vols de marchandises ^c | | 6 273 | 136 | 10 935 | 6 886 |
| Trafic de passagers (en millions) | 140,156 | 42,799 | 15,679 | 21,347 | 14,836 |
| En % | 100,0 | 30,54 | 11,19 | 15,23 | 10,59 |
| Superficie du NEF 25 (km ²) ^d | -- | 251,3 | 29,4 | 95,6 | 155,6 |
| Superficie du NEF 30 (km ²) ^d | -- | 115,8 | 19,2 | 49,0 | 73,2 |
| Système de prédiction du bruit ^d | -- | NEF | NEF | NEF | NEF |

^a Recensement de Statistique Canada de 2016. ^b Statistique Canada (2019a). ^c Statistique Canada (2019b). ^d Sources des courbes de bruit : GTAA (2018), Dale et al. (2014) et Smargiassi et al. (2014) pour Montréal, City of Richmond (2018), City of Calgary (2018).

2.3.2. Les groupes de population et l'échelle d'analyse retenus

À l'instar de certains travaux récents en équité environnementale sur les villes canadiennes (Pham et al. 2012; Carrier, Apparicio et Séguin 2016; Delaunay et al. 2019), quatre groupes de population sont retenus dans le cadre de cette étude : les personnes à faible revenu¹⁹, les membres des minorités visibles, les enfants (moins de 15 ans) et les personnes âgées (65 ans et plus). Les deux premiers groupes sont retenus en raison de leur vulnérabilité socioéconomique et les deux derniers du fait de leur vulnérabilité physiologique au bruit aérien.

Les effectifs et les pourcentages pour ces quatre groupes sont extraits du recensement de 2016 de Statistique Canada au niveau des aires de diffusion (AD). Une AD, formée de plusieurs îlots de diffusion, comprend de 400 à 700 habitants et représente le découpage spatial le plus fin pour lequel des données socioéconomiques sont disponibles.

¹⁹ La mesure de faible revenu utilisée dans cette recherche fait référence aux seuils de faible revenu avant impôt (SFR-AvI) de Statistique Canada. Ces seuils sont indexés selon l'indice des prix à la consommation et représentent « des niveaux de revenu dans lesquels les familles ou les personnes doivent consacrer 20 points de pourcentage de plus que la moyenne de leur revenu total avant impôt que la famille moyenne canadienne aux besoins primaires comme la nourriture, le logement et l'habillement » (Statistique Canada 2016).

Poser un diagnostic précis d'équité environnementale pour un groupe donné requiert une analyse à une échelle spatiale fine (Chakraborty, Maantay et Brender 2011). Nous privilégions donc l'îlot de diffusion (ID). Toutefois, pour ce découpage, Statistique Canada fournit uniquement trois variables, soit la population totale, les nombres de logements et de ménages. Pour remédier à ce problème, Pham et al. (2012) propose d'estimer simplement les effectifs d'un groupe donné dans un îlot à partir de l'équation suivante :

$$t_{ij} = t_{ia} \frac{T_i}{T_a}$$

où t_{ij} correspond à l'estimation de la population du groupe i (les personnes à faible revenu par exemple) dans l'îlot j , t_{ia} est la population du groupe i dans l'aire de diffusion a , et T_j et T_a sont respectivement la population totale dans l'îlot et dans l'aire de diffusion.

2.3.3. Les données sur le bruit aérien

Pour identifier les zones caractérisées par des niveaux de bruit aérien élevés, nous utilisons les indicateurs préconisés au Canada (Transports Canada 2013), à savoir les prévisions de l'ambiance sonore (*Noise Exposure Forecast* - NEF) qui délimitent les zones de gêne sonore associée au bruit aérien autour d'un aéroport. Transports Canada fournit aux exploitants des aéroports le programme NEF qui calcule les prévisions de l'ambiance sonore (NEF) qui sont valables pour une période de 5 à 10 ans. Les courbes NEF sont approuvées par Transports Canada.

Pour chaque aéroport, deux courbes sont ainsi délimitées : NEF 25 et NEF 30 qui sont équivalentes à des niveaux de bruit moyen journalier d'environ 56,5 et 65 dB(A)(L_{dn}) (Bradley 1996a; Michaud, Bly et Keith 2008; Eagan 2009). Transports Canada (2013) recommande d'ailleurs d'interdire la construction de bâtiments résidentiels ou à usage sensible (école, garderie, hôpital, résidences pour personnes âgées) dans la zone NEF 30. En outre, à partir d'une revue de la littérature dans le domaine du bruit environnemental, l'Organisation mondiale de la Santé (WHO 2018) recommande une valeur moyenne d'exposition au bruit des avions de 45 dB_{Lden} dans les secteurs résidentiels durant le jour et le soir et une valeur de 40 dB_{L_n} durant la nuit afin d'éviter les effets néfastes du bruit sur la santé. Toutefois, notons que dans une revue systématique récente sur le bruit aérien, Gjestland (2018) recommande une limite d'exposition de 53 dB_{Lden}.

Pour cette étude, les courbes NEF 25 et NEF 30 ont été collectées sur les sites Internet des aéroports ou des municipalités, puis géoréférencées dans un système d'information géographique (ArcGIS) (Figure 2.1). Signalons que seuls les aéroports internationaux sont retenus, car ils accueillent tous les types de trafic commerciaux et notamment des gros porteurs qui peuvent générer d'importantes nuisances sonores. Par conséquent, les aéroports régionaux comme Billy-Bishop à Toronto ou encore Saint-Hubert dans la région de Montréal ne sont pas considérés dans cette étude.

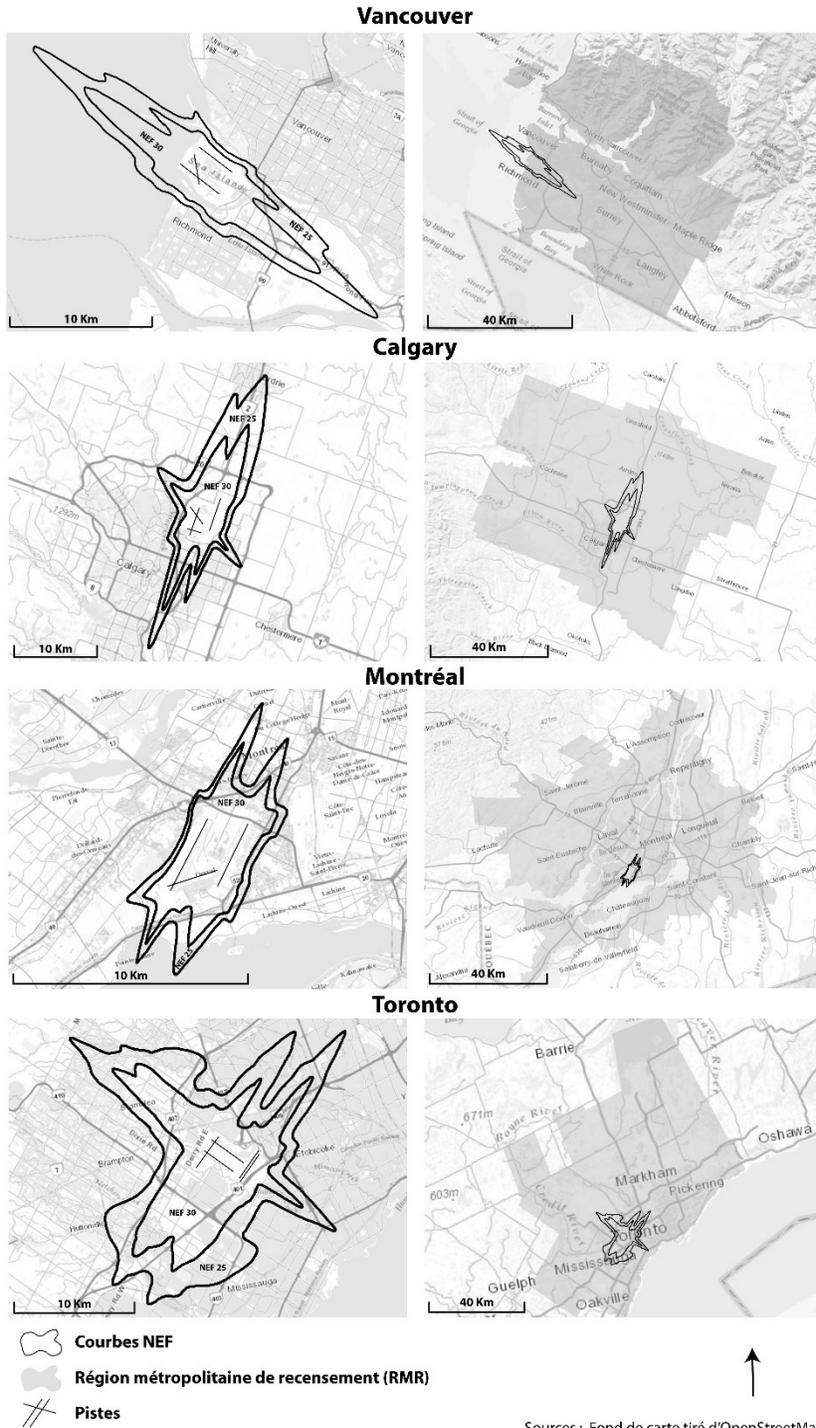


Figure 2.1 : Les courbes NEF des aéroports étudiés

2.3.4. L'estimation de la population affectée par le bruit aérien

Afin de poser un diagnostic d'équité environnementale, il convient d'estimer les populations potentiellement impactées par le bruit aérien, soit celles qui résident dans les zones NEF 25 et NEF 30. À cette fin, trois principales techniques mises en œuvre dans les SIG sont proposées.

La plus simple consiste à sélectionner les îlots compris partiellement ou complètement dans chacune des deux zones NEF, puis à sommer les groupes de population résidant dans ces îlots. Cette technique permet alors de surmonter ce que l'on appelle *l'effet de frontière* largement documenté et utilisé dans les travaux en équité environnementale (Liu 2000).

La seconde technique, plus précise, consiste à découper les îlots à partir des zones NEF, puis à estimer les populations affectées en multipliant les effectifs résidant dans l'îlot par la proportion de la superficie de l'îlot comprise dans la zone NEF. Par exemple, pour un îlot avec 100 habitants et dont 20% de son territoire est compris dans une zone NEF 25, le nombre total de personnes affectées par cette nuisance sera de 20. Cette technique d'interpolation spatiale basée sur la superficie a d'ailleurs été utilisée par Most, Sengupta et Burgener (2004) pour le bruit aérien à Saint-Louis (Missouri).

La dernière technique repose sur une cartographie dasymétrique (*Dasymetric Mapping*) (Mennis 2009). Il s'agit alors de garder uniquement la partie résidentielle de chaque îlot (à partir d'une carte d'occupation du sol ou d'image satellite par exemple), puis d'appliquer la même démarche que pour la méthode précédente. Puisqu'elle fournit les estimations les plus précises, cette technique a été privilégiée dans le cadre de cette étude en utilisant les cartes d'occupations du sol de chaque RMR.

2.3.5. L'évaluation de l'équité environnementale

Pour répondre à notre premier objectif de recherche – vérifier si les quatre groupes de population sont en situation d'iniquité environnementale dans les quatre RMR –, deux régressions logistiques à effets mixtes (intercepte seulement) sont réalisées. Les observations sont les îlots urbains avec comme variable dépendante binaire le fait d'être localisés ou non dans une zone NEF 25 (modèle A) ou NEF 30 (modèle B). Concernant les variables indépendantes, un modèle de régression mixte est composé de deux parties : l'une fixe identique à un modèle classique, l'autre aléatoire comprenant une hiérarchisation des observations (Crawley 2012, Chapitre 19). Pour notre jeu de

données, les effets aléatoires correspondent aux quatre RMR tandis que les effets fixes (au niveau des 79 035 îlots) sont les pourcentages des quatre groupes de population (jeunes, âgés, personnes à faible revenu et minorités visibles).

Le recours à un tel modèle permet d'évaluer les associations en termes d'exposition au bruit aérien et les quatre groupes de population étudiés (effets fixes). De plus, ce modèle tient compte du fait que la probabilité de base qu'un îlot soit situé dans une zone NEF varie d'une RMR à l'autre et que deux îlots d'une même RMR ont plus de chance de se ressembler que deux îlots provenant de RMR différente (intercepte aléatoire). Autrement dit, contrairement à une régression logistique classique dans lequel des variables binaires seraient introduites pour les RMR, un modèle à effets mixtes permet de tenir compte de la corrélation entre les observations (îlots) provenant d'un même groupe (RMR).

Pour le second objectif – vérifier si l'iniquité pour chacun des groupes varie significativement d'une RMR à l'autre –, huit autres modèles de régressions logistiques mixtes sont construits intégrant une interaction entre chaque groupe populationnel et les RMR (quatre modèles pour le NEF 25 et quatre autres pour le NEF 30).

2.4. Les résultats

2.4.1. Les populations exposées au bruit aérien dans les quatre RMR

Les estimations des populations obtenues à partir de la technique de cartographie dasymétrique sont reportées au Tableau 2.2. Elles révèlent que 419 004 personnes résident dans les zones NEF 25 des quatre aéroports, dont 296 190 à Toronto, 81 355 à Calgary, 34 010 à Vancouver et 7 449 à Montréal (soit respectivement 5,0%, 5,8%, 1,4% et 0,18% de la population totale de chaque RMR). Les superficies de zones NEF 30 étant plus réduites, il n'est pas étonnant d'y retrouver des effectifs de population plus limités, soit un total de 56 833 personnes pour les quatre RMR. Comparativement aux autres RMR, les faibles effectifs observés à Montréal s'expliquent par des zones NEF 25 et 30 de taille beaucoup plus réduite (respectivement 29 et 19 km² contre 251 et 116 km² à Toronto, Tableau 2.2); nous y reviendrons dans la discussion.

Tableau 2.2 : Effectifs des groupes de populations affectées et non affectées par le bruit aérien selon les RMR et les courbes NEF

| | Toronto | Montréal | Vancouver | Calgary | Total |
|---|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| Ensemble de la RMR | | | | | |
| Totale | 5 928 040 | 4 098 927 | 2 463 431 | 1 392 609 | 13 883 007 |
| Moins de 15 ans | 985 610 | 691 345 | 362 110 | 261 455 | 2 300 520 |
| 65 ans et plus | 858 580 | 671 690 | 387 315 | 153 000 | 2 070 585 |
| Faible revenu | 749 940 | 479 645 | 337 080 | 111 145 | 1 677 810 |
| Minorités visibles | 3 011 905 | 904 840 | 1 185 680 | 463 450 | 5 565 875 |
| Populations résidentes dans la zone NEF 25 | | | | | |
| Totale | 296 190 | 7 449 | 34 010 | 81 355 | 419 004 |
| Moins de 15 ans | 52 496 | 1 179 | 4 326 | 16 143 | 74 144 |
| 65 ans et plus | 41 444 | 1 409 | 5 165 | 7 603 | 55 621 |
| Faible revenu | 36 005 | 580 | 7 005 | 7 438 | 51 028 |
| Minorités visibles | 207 296 | 2 100 | 28 715 | 37 338 | 275 449 |
| Populations résidentes dans la zone NEF 30 | | | | | |
| Totale | 35 491 | 2 486 | 14 292 | 4 564 | 56 833 |
| Moins de 15 ans | 6 423 | 355 | 1 711 | 737 | 9 226 |
| 65 ans et plus | 4 768 | 499 | 2 177 | 494 | 7 938 |
| Faible revenu | 3 841 | 172 | 2 742 | 542 | 7 297 |
| Minorités visibles | 23 650 | 570 | 12 517 | 1 432 | 38 169 |

2.4.2. Les iniquités pour les quatre groupes dans les RMR

Les résultats des deux modèles à effets mixtes (sans interaction) permettant de poser un diagnostic d'équité environnementale pour les quatre groupes sont présentés au Tableau 2.3.

Concernant la qualité d'ajustement des modèles, le R^2 marginal et conditionnel souligne l'importance des effets aléatoires (RMR), surtout pour le modèle A (NEF 25). Cela est d'ailleurs confirmé par la valeur du coefficient intra-classe (ICC = 0,236).

Concernant les effets aléatoires, les valeurs des interceptes (RC) sont positives à Calgary et Toronto et négatives à Vancouver et Montréal pour les deux modèles (tous significatifs au seuil de 5% excepté pour Toronto pour le modèle B). Autrement dit, cela souligne une plus forte probabilité d'être localisé dans des zones NEF 25 et NEF 30 à Calgary (RC = 4,29 et 1,89) et à Toronto (RC = 1,51 et 1,07) alors que cette probabilité diminue fortement à Vancouver (RC = 0,40 et 0,78) et Montréal (RC = 0,39 et 0,64).

Concernant les effets fixes pour les quatre groupes à l'étude, tous les coefficients sont significatifs (au seuil de 5%), hormis celui pour le pourcentage de personnes âgées de 65 ans et plus pour le modèle B (NEF 30). Il s'avère que les jeunes de moins de 15 ans et les personnes à faible revenu ne semblent pas être en situation d'iniquité. En effet, plus leurs pourcentages respectifs dans la population totale de l'îlot augmentent, plus la probabilité que l'îlot soit situé dans des zones NEF 25 et NEF 30 diminue (RC = 0,95 et 0,97 pour le modèle A et RC = 0,95 et 0,98 pour le modèle B).

À l'inverse, les minorités visibles sont en situation d'iniquité quoiqu'assez peu marquée (RC = 1,03 pour les deux modèles). Finalement, les personnes âgées de 65 ans et plus connaissent une très légère iniquité uniquement pour la zone NEF 25 (RC = 1,01).

Tableau 2.3 : Modèles de régression logistique à effets mixtes

| | Modèle A : NEF 25 | | Modèle B : NEF 30 | |
|-------------------------------------|-------------------|------------------|-------------------|------------------|
| | Coef. | RC ^a | Coef. | RC ^a |
| Effets aléatoires | | | | |
| Calgary | 1,457* | 4,29 [3,97-4,64] | 0,636* | 1,89 [1,55-2,30] |
| Toronto | 0,415* | 1,51 [1,44-1,59] | 0,068 | 1,07 [0,96-1,19] |
| Montréal | -0,954* | 0,39 [0,33-0,45] | -0,447* | 0,64 [0,52-0,78] |
| Vancouver | -0,912* | 0,40 [0,35-0,46] | -0,243* | 0,78 [0,66-0,93] |
| Effets fixes | | | | |
| Constante | -3,926* | 0,02 [0,01-0,05] | -5,171* | 0,01 [0,00-0,01] |
| Moins de 15 ans (%) | -0,046* | 0,95 [0,95-0,96] | -0,050* | 0,95 [0,93-0,97] |
| 65 ans et plus (%) | 0,008* | 1,01 [1,00-1,01] | 0,008 | 1,01 [1,00-1,02] |
| Faible revenu (%) | -0,027* | 0,97 [0,97-0,98] | -0,017* | 0,98 [0,97-0,99] |
| Minorités visibles (%) | 0,032* | 1,03 [1,03-1,03] | 0,030* | 1,03 [1,03-1,03] |
| Statistiques d'ajustement du modèle | | | | |
| AIC | 21 109 | | 7 160 | |
| R ² marginal | 0,131 | | 0,147 | |
| R ² conditionnel | 0,335 | | 0,190 | |
| ICC | 0,236 | | 0,050 | |

* Significatif au seuil de 5%.

^a RC [IC 95%] : rapport de cote et intervalle de confiance à 95%.

2.4.3. Bruit aérien et équité environnementale : une iniquité particulière selon les RMR

Les résultats des huit modèles mixtes avec une interaction entre chacun des quatre groupes et les RMR en effets aléatoires (modèles C pour la zone NEF 25 et modèles D pour la zone NEF 30) sont reportés au Tableau 2.4. Avant d'analyser en détail ces interactions, signalons que les valeurs des coefficients et des rapports de cote pour la partie des effets aléatoires des RMR corroborent les constats avancés pour les deux modèles précédents (A et B). En effet, la probabilité d'être dans une zone NEF (25 ou 30) est globalement plus forte à Calgary et Toronto alors qu'elle est plus faible à Vancouver et Montréal.

À partir des coefficients et rapports de cote pour les interactions entre les groupes et les RMR (modèles C et D), il est possible de constater que la situation de certains groupes varie significativement d'une RMR à l'autre. Cela est particulièrement vrai pour les personnes à faible revenu, et, dans une moindre mesure, pour les minorités visibles et les jeunes. Par contre, la situation varie peu pour les aînés.

Pour les populations à faible revenu, tous les coefficients sont significatifs (modèles C3 et D3). D'ailleurs, les valeurs des rapports de cote varient passablement, ce qui signale que la situation de ce groupe varie de façon importante d'une RMR à l'autre. En effet, les personnes à faible revenu connaissent une iniquité dans les zones NEF 25 et 30 à Calgary (RC = 1,02 et 1,06) et Vancouver (RC = 1,08 et 1,05). À l'inverse, on relève une situation plus avantageuse pour ce groupe à Toronto (RC = 0,97 et 0,97) et Montréal (RC = 0,94 et 0,93). Autrement dit, plus le pourcentage de personnes à faible revenu augmente dans un îlot, plus il est probable qu'il soit localisé dans une zone NEF (25 ou 30) à Calgary et Vancouver et inversement pour Montréal et Toronto.

Pour les minorités visibles, à l'exception de la région de Montréal, tous les coefficients sont significatifs (modèles C4 et D4). À Calgary et Toronto, les minorités visibles ne semblent pas être en situation d'iniquité quant à leur présence dans les zones NEF 25 (RC = 0,99 et 0,99) et NEF 30 (RC = 0,98 et 0,99). Par contre, à Vancouver, nous pouvons constater une légère iniquité pour ce groupe de la population pour les zones NEF 25 (RC = 1,02) et NEF 30 (RC = 1,03).

Quant aux jeunes, ils sont légèrement plus exposés au bruit aérien dans la zone NEF 25 à Calgary et Toronto (RC = 1,04 et 1,01) et dans la zone NEF 30 à Toronto (RC = 1,06). À l'inverse, à Vancouver, leur situation est plus avantageuse dans les deux zones (RC = 0,94 et 0,95).

Finalement, pour les aînés, seul Calgary présente un coefficient significatif pour la zone NEF 25 (modèle C2). Toutefois, il semblerait que ce groupe de la population ne soit pas en situation d'iniquité (RC = 0,985). Autrement dit, la situation de ce groupe ne varie quasiment pas d'une RMR à l'autre.

Tableau 2.4 : Modèles de régression logistique à effets mixtes (avec interaction entre le groupe et la RMR)

| VD^a : NEF 25 | Modèle C1 | Modèle C2 | Modèle C3 | Modèle C4 |
|--|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Groupe en interaction | Moins de | 65 ans et plus | Faible revenu | Minorités |
| Avec la RMR : | 15 ans (%) | (%) | (%) | visibles (%) |
| | RC [IC 95%] ^b |
| Effets aléatoires : la RMR | | | | |
| Calgary | 2,32 [1,85-2,91]* | 5,21 [4,63-5,87]* | 4,47 [3,88-5,15]* | 7,26 [6,32-8,34]* |
| Toronto | 1,33 [1,14-1,54]* | 1,46 [1,34-1,60]* | 2,35 [2,14-2,58]* | 2,54 [2,25-2,87]* |
| Montréal | 0,37 [0,25-0,56]* | 0,34 [0,27-0,43]* | 0,75 [0,61-0,92]* | 0,53 [0,42-0,66]* |
| Vancouver | 0,89 [0,62-1,26] | 0,38 [0,31-0,47]* | 0,13 [0,10-0,17]* | 0,11 [0,06-0,17]* |
| Effets aléatoires : interaction entre le groupe et la RMR | | | | |
| Groupe x Calgary | 1,04 [1,03-1,05]* | 0,98 [0,98-0,99]* | 1,02 [1,00-1,03]* | 0,99 [0,99-0,99]* |
| Groupe x Toronto | 1,01 [1,00-1,02]* | 1,00 [1,00-1,01] | 0,97 [0,96-0,98]* | 0,99 [0,99-0,99]* |
| Groupe x Montréal | 1,01 [0,98-1,03] | 1,01 [1,00-1,02] | 0,94 [0,92-0,96]* | 1,00 [0,99-1,00] |
| Groupe x Vancouver | 0,94 [0,92-0,97]* | 1,00 [1,00-1,01] | 1,08 [1,06-1,09]* | 1,02 [1,01-1,03]* |
| Statistiques d'ajustement du modèle | | | | |
| AIC | 21 082 | 21 103 | 20 928 | 21 053 |
| R ² marginal | 0,131 | 0,131 | 0,128 | 0,155 |
| R ² conditionnel | 0,356 | 0,332 | 0,408 | 0,445 |
| VD^a : NEF 30 | Modèle D1 | Modèle D2 | Modèle D3 | Modèle D4 |
| Groupe en interaction | Moins de | 65 ans et plus | Faible revenu | Minorités |
| Avec la RMR : | 15 ans (%) | (%) | (%) | visibles (%) |
| | RC [IC 95%] ^b |
| Effets aléatoires : la RMR | | | | |
| Calgary | 1,91 [1,16-3,15]* | 1,82 [1,45-2,27]* | 1,23 [0,87-1,73] | 4,68 [3,45-6,34]* |
| Toronto | 0,46 [0,34-0,64]* | 1,13 [0,97-1,32] | 1,52 [1,26-1,84]* | 2,06 [1,60-2,65]* |
| Montréal | 0,78 [0,44-1,37] | 0,63 [0,49-0,82]* | 1,31 [0,97-1,76] | 0,82 [0,61-1,11] |
| Vancouver | 1,49 [0,93-2,40] | 0,78 [0,62-0,97]* | 0,41 [0,29-0,58]* | 0,13 [0,06-0,28]* |
| Effets aléatoires : interaction entre le groupe et la RMR | | | | |
| Groupe x Calgary | 1,00 [0,98-1,03] | 1,00 [0,99-1,01] | 1,06 [1,03-1,09]* | 0,98 [0,98-0,98]* |
| Groupe x Toronto | 1,06 [1,04-1,07]* | 1,00 [0,99-1,00] | 0,97 [0,96-0,99]* | 0,99 [0,99-0,99]* |
| Groupe x Montréal | 0,99 [0,95-1,03] | 1,00 [0,99-1,01] | 0,93 [0,90-0,96]* | 1,00 [1,00-1,01] |
| Groupe x Vancouver | 0,95 [0,92-0,99]* | 1,00 [0,99-1,01] | 1,05 [1,03-1,07]* | 1,03 [1,02-1,04]* |
| Statistiques d'ajustement du modèle | | | | |
| AIC | 7 141 | 7 163 | 7 104 | 7 107 |
| R ² marginal | 0,154 | 0,147 | 0,147 | 0,162 |
| R ² conditionnel | 0,219 | 0,192 | 0,252 | 0,332 |

* Significatif au seuil de 5 %.

^a VD : variable dépendante.

^b RC [IC 95%] : rapport de cote et intervalle de confiance à 95%.

2.5. La discussion des résultats

2.5.1. Les limites de la recherche

L'opérationnalisation de cette étude sur les courbes NEF qui ne sont pas des mesures d'exposition, mais bien des prévisions du niveau de gêne sonore. Elles ne nous renseignent pas sur l'exposition réelle des individus pendant une période donnée. Aussi, étant donné que ce sont des prévisions, il se peut que les courbes NEF utilisées dans cette étude sur-estiment ou sous-estiment les niveaux de gêne sonore associés au trafic aérien actuel.

Une autre limite se rapporte au manque d'information sur le calcul des courbes NEF. En effet, les contours de bruit sont déterminés, entre autres, par le type d'aéronef et le nombre d'événements sur une piste donnée. Il aurait été fort utile d'avoir ces informations afin de déterminer si la superficie des courbes NEF varie d'un aéroport à un autre en raison des caractéristiques des activités aériennes ou bien en raison d'autres paramètres. À cet égard, on peut se questionner sur la taille des courbes NEF de l'aéroport de Montréal. En effet, les superficies des courbes NEF de l'aéroport de Montréal sont bien inférieures aux autres aéroports étudiés, et ce, malgré un nombre de mouvements d'aéronefs très similaire à celui de l'aéroport de Calgary (Tableau 2.1). Cela pourrait s'expliquer par le nombre de vols de marchandises qui est nettement moins important à Montréal qu'à Calgary puisque les vols de fret transitent quasi-essentiellement à l'aéroport Montréal-Mirabel (Statistique Canada 2019b). Or, les avions-cargos sont généralement plus bruyants.

Enfin, bien que nous ayons utilisé la mesure NEF, il se peut que des populations habitant en dehors des courbes de bruit soient gênées par le bruit des aéronefs, notamment celles situées sous les corridors aériens et au-delà des courbes NEF (Ragettli et al. 2016). En effet, il a été démontré que la gêne due au bruit des avions est liée à la sensibilité des personnes et non seulement à son niveau sonore (Basner et al. 2017).

2.5.2. Des situations contrastées, mais peu prononcées en termes d'iniquité

À la lumière des résultats des modèles mixtes avec une interaction entre chacun des quatre groupes et les RMR en effets aléatoires (Tableau 2.4), nous observons deux types de situations en termes d'équité environnementale selon les métropoles étudiées. À Montréal et Toronto, il y a

très peu d'iniquité pour nos quatre groupes contrairement à Calgary et Vancouver où la situation est plus complexe, mais dans l'ensemble, nous ne sommes pas dans des situations contrastées, car l'iniquité est peu prononcée.

Tout d'abord, dans les RMR de Montréal et Toronto, nous observons que les zones les plus impactées ne sont pas nécessairement des secteurs défavorisés. Autrement dit, il y a une absence d'iniquité pour les personnes à faible revenu et, dans une moindre mesure, pour les minorités visibles dans les zones NEF 25 et NEF 30. Plusieurs éléments peuvent expliquer cette situation. Pour les minorités visibles, l'absence d'iniquité peut s'expliquer par l'histoire de l'urbanisation canadienne qui n'est pas guidée par une dimension raciale comme c'est le cas aux États-Unis où les niveaux de ségrégation ethnique sont bien plus élevés (Buzzelli et Jerrett 2004). Les faibles coefficients obtenus pour ce groupe de la population peuvent résulter, en partie du moins, de sa grande dispersion sur les territoires métropolitains (Leloup 2007). En ce qui a trait aux populations à faible revenu, les secteurs exposés à des niveaux de bruit aérien élevés sont principalement situés en proche banlieue, dans les municipalités qui jouxtent les aéroports (Dorval et Pointe-Claire pour Montréal et Mississauga et Brampton pour Toronto). Ces secteurs attirent des ménages relativement à l'aise financièrement en raison des coûts reliés à l'achat d'une maison unifamiliale (types cottage ou bungalow) et d'une ou plusieurs automobiles. La situation est plus mitigée à Toronto puisque la superficie des zones NEF est beaucoup plus grande. En effet, à l'intérieur de ces zones, on retrouve à la fois des secteurs nantis situés dans la première couronne (partie sud d'Etobicoke à Toronto et partie nord de Mississauga), mais aussi des secteurs caractérisés par des immeubles d'appartements de grandes dimension accueillant surtout des ménages à faible revenu et des immigrants récents (l'est de Mississauga et le nord d'Etobicoke à Toronto) (Ghosh 2014). En outre, même si l'on observe une certaine suburbanisation de la pauvreté dans ces deux métropoles, les populations plus défavorisées restent concentrées dans les quartiers centraux (Ades, Apparicio et Séguin 2012). Ceci peut contribuer à cette absence d'iniquité.

Par ailleurs, dans les RMR de Calgary et de Vancouver, la situation est plus nuancée avec des variations selon les groupes étudiés. À Calgary, les aînés et les minorités visibles semblent être en situation de privilège quant à leur exposition au bruit aérien tandis que les personnes à faible revenu font face à une légère situation d'iniquité. À Vancouver, l'iniquité en termes d'exposition au bruit aérien est plus prononcée pour les personnes à faible revenu et les membres des minorités visibles. Cette plus forte concentration de ces deux groupes sous les courbes NEF 25 et NEF 30 peut s'expliquer notamment par l'existence d'un marché du logement plus abordable

(Su et al. 2010; Ades, Apparicio et Séguin 2012; Teixeira 2014) dans la partie sud et centrale de Richmond, en banlieue sud de Vancouver, non loin de l'aéroport. À Calgary, l'existence d'une légère iniquité pour les personnes à faible revenu peut être liée à leur distribution résidentielle qui est relativement dispersée et décentralisée sur le territoire métropolitain (Ades, Apparicio et Séguin 2012).

Nos résultats ont aussi démontré que les enfants de moins de 15 ans sont légèrement en situation d'iniquité dans les RMR de Calgary et de Toronto. Cette iniquité peut s'expliquer par la dispersion de ce groupe sur le territoire métropolitain vers des espaces périphériques où le coût du logement est moindre attirant ainsi les jeunes familles avec des enfants (Bertazzon, Olson et Knudtson 2010). De ce fait, la présence conjointe d'une forte proportion de jeunes de moins de 15 ans en banlieue et l'emplacement des aéroports en périphérie fait en sorte que ce groupe de la population est un peu plus susceptible de subir des niveaux élevés de bruit issu du trafic aérien.

Finalement, n'oublions pas que l'environnement sociorésidentiel des quartiers autour des aéroports n'est pas figé dans le temps et qu'ils peuvent avoir changé depuis l'implantation de l'aéroport. Par conséquent, il serait intéressant de décrire l'évolution sociorésidentielle des quartiers autour des aéroports depuis une trentaine d'années.

2.6. Conclusion

Dans cet article nous avons posé un diagnostic d'équité environnementale à l'égard de quatre groupes populationnels quant aux niveaux de bruit aérien mesurés dans leur milieu résidentiel. À notre connaissance, c'est la première fois qu'un tel diagnostic a été réalisé dans plusieurs agglomérations. Le recours à des modèles à effets mixtes a permis d'illustrer qu'il existe non seulement des iniquités pour certains groupes vulnérables, mais qu'elles varient selon les RMR étudiées. Les résultats observés à Vancouver et Calgary rejoignent ceux de nombreuses études sur l'équité environnementale : les populations à faible revenu et, dans une moindre mesure, les minorités visibles subissent une légère iniquité en termes d'exposition au bruit aérien. À l'inverse, dans les RMR de Toronto et Montréal, il semblerait que ces deux groupes de population bénéficient d'une situation légèrement favorable. En ce qui a trait aux enfants de moins de 15 ans, les résultats ont démontré que dans les RMR de Calgary et de Toronto, ce groupe de la population fait face à une légère situation d'iniquité quant à l'exposition au bruit aérien. À notre connaissance, de tels résultats n'ont encore jamais été observés pour ce groupe. De leur côté, les aînés résident

dans des secteurs où les niveaux de bruit aérien sont significativement moindres à Calgary, contrairement aux autres agglomérations où aucune iniquité n'a été relevée.

Une des contributions majeures de cet article à la littérature actuelle en équité environnementale est le recours à une approche comparative en ce qui concerne l'exposition au bruit aérien. Aussi, la méthodologie proposée pourrait être appliquée dans d'autres aéroports ayant des courbes de bruit aérien similaires à la mesure NEF (tel que le *Day Night Level – DNL* utilisé habituellement aux États-Unis). D'un point de vue de sa pertinence sociale, cette recherche est un moyen d'attirer l'attention des politiques, des décideurs et du public sur la nécessité de prendre en considération les groupes vulnérables d'un point de vue physiologique ou socioéconomique qui résident disproportionnellement dans des secteurs exposés à des niveaux de bruit aérien élevé afin d'assurer leur protection (aides financières pour l'isolation phonique des habitations, par exemple).

Bien qu'au cours des trente dernières années les avions sont devenus 75% moins bruyants (Guarinoni et al. 2012), notamment en raison du développement de nouvelles générations de réacteurs, l'étalement urbain combiné à la hausse continue du trafic aérien et des conséquences qui en découlent en termes d'émissions polluantes sur la santé et la qualité de vie, suscitent de vives inquiétudes de la part des riverains. À ce titre, depuis quelques années des groupes de citoyens (Les Pollués de Montréal-Trudeau ou encore Toronto Aviation Noise Group, par exemple) manifestent leur mécontentement quant à l'absence de mesures efficaces de mitigation et le manque de transparence dans la diffusion des données relatives au bruit aérien, notamment dans les secteurs situés en dehors des courbes NEF.

Même si la mesure NEF est la référence en matière de gestion et d'utilisation du sol au voisinage des aéroports canadiens, ces mesures ne sont que des recommandations (Smargiassi et al. 2014). Par exemple, au Québec, hormis quelques exceptions, aucune réglementation n'interdit la construction de nouvelles résidences à l'intérieur des courbes NEF contrairement à l'Ontario (Martin, Deshaies et Poulin 2015). Aussi, malgré un cadre commun dans la production des courbes NEF par Transports Canada, NAV Canada et les autorités aéroportuaires, il n'existe aucune harmonisation des prévisions de l'ambiance sonore à l'échelle du Canada, car aucune directive n'impose d'établir des cartographies à jour et de façon régulière contrairement à l'Europe (Directive européenne 2002/49/CE (UE 2002)). Par conséquent, les politiques actuelles en matière de gestion du bruit des avions au Canada paraissent insuffisantes. Aussi, le recours à

des mesures compensatoires pourrait être pertinent afin d'atténuer les impacts liés au transport aérien, surtout pour les populations vulnérables socio-économiquement et physiologiquement

CHAPITRE 3 : ARTICLE 2 – LA LOCALISATION DES ÉCOLES PRIMAIRES ET LE BRUIT AÉRIEN DANS LA RÉGION MÉTROPOLITAINE DE TORONTO : UN DIAGNOSTIC D'ÉQUITÉ ENVIRONNEMENTALE ET UNE ANALYSE DES IMPACTS SUR LA RÉUSSITE SCOLAIRE

Formulaire d'inclusion d'un article dans une thèse de doctorat

1. Identification de l'étudiant

Nom, Prénom : AUDRIN, Thomas

2. Description de l'article

| | |
|------------------------------|---|
| Titre : | La localisation des écoles primaires et le bruit aérien dans la région métropolitaine de Toronto : un diagnostic d'équité environnementale et une analyse des impacts sur la réussite scolaire. |
| Nom des auteurs : | Thomas Audrin, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin |
| Revue avec comité de lecture | Canadian Journal of Regional Science/Revue Canadienne des sciences régionales |
| État du cheminement : | <input checked="" type="checkbox"/> Publié date de publication : 25 octobre 2020 <input type="checkbox"/> Sous presse <input type="checkbox"/> Accepté moyennant modifications <input type="checkbox"/> Soumis |
| Résumé* | <p>Cet article poursuit deux objectifs. Premièrement, il s'agit de vérifier si les écoles primaires accueillant des enfants issus de milieux défavorisés sont disproportionnellement localisées à proximité des aéroports, dans la région métropolitaine de Toronto. Deuxièmement, il s'agit de vérifier si les écoles primaires avec des niveaux de bruit aérien élevés présentent des niveaux de réussite scolaire plus faibles. L'étude porte sur 1420 écoles primaires publiques ou catholiques. Les courbes NEF ont été utilisées comme indicateur de gêne causée par le bruit des avions. Treize variables décrivant les caractéristiques des écoles et de leur clientèle ont été recueillies au niveau de chaque établissement pour l'année scolaire 2017-2018 à partir de données du Gouvernement de l'Ontario et du Ministère de l'Éducation. Des tests de Student ont été effectués pour réaliser le diagnostic d'équité environnementale alors que pour évaluer l'impact du bruit aérien sur</p> |

| | |
|--|---|
| | la réussite scolaire, douze modèles de régression ont été construits. Les résultats des tests de Student démontrent que les écoles primaires avec des niveaux plus élevés de bruit aérien accueillent une clientèle plus souvent issue de milieux défavorisés et d'une langue maternelle autre que la langue d'enseignement. Concernant la réussite scolaire, les écoles dans la zone NEF présentent des taux de réussite significativement plus faibles. Par contre, une fois contrôlées les caractéristiques sociodémographiques, le bruit aérien n'est plus significativement associé à des taux de réussite plus faibles. |
|--|---|

3. Contribution de chaque coauteur

Pour un article à plusieurs auteurs, veuillez détailler la contribution de chacun.

| Identification du coauteur | Description de la contribution |
|-------------------------------------|--|
| Thomas Audrin | Revue de littérature, collecte et structuration des données, analyses cartographiques et statistiques, rédaction de l'article. |
| Philippe Apparicio (Directeur) | Révision des données, participation à la structuration et à l'analyse des données, nombreuses révisions de l'article. |
| Anne-Marie Séguin (Codirectrice) | Participation à la structure de l'article et nombreuses révisions de l'article. |

4. Déclaration

À titre de coauteur de l'article mentionné ci-haut, j'autorise Thomas Audrin à intégrer l'article dans sa thèse de doctorat.

| Coauteur(e) | Signature | Date |
|--------------------|---|------------|
| Thomas Audrin |  | 04-11-2021 |
| Philippe Apparicio |  | 04-11-2021 |
| Anne-Marie Séguin |  | 04-11-2021 |

Référence complètes de l'article :

Audrin, Thomas, Apparicio Philippe et Anne-Marie Séguin. 2021. « La localisation des écoles primaires et le bruit aérien dans la région métropolitaine de Toronto : un diagnostic d'équité

environnementale. » *Revue canadienne des sciences régionales/The Canadian Journal Regional Science* 44 (1): 22-34.

LA LOCALISATION DES ÉCOLES PRIMAIRES ET LE BRUIT AÉRIEN DANS LA RÉGION MÉTROPOLITAINE DE TORONTO : UN DIAGNOSTIC D'ÉQUITÉ ENVIRONNEMENTALE ET UNE ANALYSE DES IMPACTS SUR LA RÉUSSITE SCOLAIRE

Thomas Audrin, Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin

Thomas Audrin

Laboratoire d'équité
environnementale
Institut national de la recherche
scientifique, Centre Urbanisation
Culture et société
385, rue Sherbrooke Est,
Montréal, QC H2X 1E3

Philippe Apparicio

Laboratoire d'équité
environnementale
Institut national de la recherche
scientifique, Centre Urbanisation
Culture et société
385, rue Sherbrooke Est,
Montréal, QC H2X 1E3
philippe.apparicio@ucs.inrs.ca

Anne-Marie Séguin

Laboratoire d'équité
environnementale
Institut national de la recherche
scientifique, Centre Urbanisation
Culture et société
385, rue Sherbrooke Est,
Montréal, QC H2X 1E3

Soumis : 21 juillet 2020

Accepté : 25 octobre 2020

Résumé : Cet article poursuit deux objectifs. Premièrement, il s'agit de vérifier si les écoles primaires accueillant des enfants issus de milieux défavorisés sont disproportionnellement localisées à proximité des aéroports, dans la région métropolitaine de Toronto. Deuxièmement, il s'agit de vérifier si les écoles primaires avec des niveaux de bruit aérien élevés présentent des niveaux de réussite scolaire plus faibles. L'étude porte sur 1420 écoles primaires publiques ou catholiques. Les courbes NEF ont été utilisées comme indicateur de gêne causée par le bruit des avions. Treize variables décrivant les caractéristiques des écoles et de leur clientèle ont été recueillies au niveau de chaque établissement pour l'année scolaire 2017-2018 à partir de données du Gouvernement de l'Ontario et du Ministère de l'Éducation. Des tests de Student ont été effectués pour réaliser le diagnostic d'équité environnementale alors que pour évaluer l'impact du bruit aérien sur la réussite scolaire, douze modèles de régression ont été construits. Les résultats des tests de Student démontrent que les écoles primaires avec des niveaux plus élevés de bruit aérien accueillent une clientèle plus souvent issue de milieux défavorisés et d'une langue maternelle autre que la langue d'enseignement. Concernant la réussite scolaire, les écoles dans la zone NEF présentent des taux de réussite significativement plus faibles. Par contre, une fois contrôlées les caractéristiques sociodémographiques, le bruit aérien n'est plus significativement associé à des taux de réussite plus faibles.

Mots-clés : bruit des avions, écoles primaires, équité environnementale, réussite scolaire, Toronto

3.1. Introduction

Les nuisances sonores émises par les transports sont l'un des principaux polluants dans les zones urbaines (WHO 2011). Indissociable de l'activité humaine, le bruit généré par les transports routier, ferroviaire et aérien suscite de l'inconfort et de vives inquiétudes chez les populations résidant à proximité de ces infrastructures de transport. De nos jours, le bruit aérien est considéré comme la nuisance la plus dérangeante (Miedema et Oudshoorn 2001). Ses impacts sur la santé sont désormais bien connus : gêne et stress psychologique, troubles du sommeil, difficultés cognitives accrues et même risques d'hypertension artérielle et de maladies cardiovasculaires (Stansfeld et Matheson 2003; Basner et al. 2017).

Parmi les populations à risque, les enfants sont particulièrement vulnérables à des niveaux de bruit aérien élevés, en raison de leur fragilité physiologique (Basner et al. 2014; Basner et al. 2017). En effet, le développement incomplet de leurs organes et de leur système nerveux augmente le risque de souffrir de problèmes de santé. En milieu scolaire, le bruit aérien provoque des interférences avec la communication parlée, ce qui entraîne une altération de l'intelligibilité des enseignements et une baisse de la concentration des enfants (Vincent et Olney 2012). De ce fait, le processus de développement cognitif chez les enfants peut être perturbé. De nombreuses études épidémiologiques ont démontré qu'une exposition chronique à des niveaux de bruit aérien excessifs peut affecter les capacités d'apprentissage chez les enfants scolarisés, notamment en lecture, en écriture et en mathématique (Van Kamp et Davies 2013; Basner et al. 2017).

Les effets néfastes du bruit sur les individus et notamment les enfants étant reconnus, Transports Canada recommande d'interdire la construction de nouveaux bâtiments à usages sensibles (écoles, garderies, résidences pour personnes âgées, hôpitaux et immeubles résidentiels) à proximité d'un aéroport (Transports Canada 2013). Comme les enfants passent une partie non négligeable de leur temps à l'école, il appert que la qualité de l'environnement à proximité des écoles peut avoir une influence déterminante sur leur réussite scolaire, et plus globalement sur leur développement cognitif.

La recherche est guidée par deux objectifs avec comme terrain d'étude Toronto. Dans un premier temps, il s'agit de vérifier si les écoles primaires accueillant des enfants issus de milieux défavorisés sont disproportionnellement localisées à proximité des aéroports. Dans un second de temps, il s'agit de vérifier si le bruit aérien a ou non un impact sur la réussite scolaire des enfants du primaire.

3.2. Revue de la littérature

La recension des écrits est organisée en deux sections en lien avec chacun de ces deux objectifs de recherche : la première porte sur le bruit aérien abordé dans les études en équité environnementale et la seconde sur les effets du bruit des avions sur la réussite scolaire.

3.2.1. Écoles, bruit aérien et équité environnementale

Apparu au début des années 1980, le thème de l'injustice environnementale a été mis de l'avant aux États-Unis par des mouvements activistes revendiquant le droit d'habiter dans des espaces non pollués ou non exposés à des nuisances environnementales majeures comme des dépotoirs, des sites d'enfouissement de matières dangereuses ou encore des centrales nucléaires (Lee 1992; Schlosberg 2004; Walker 2009). Selon Walker (2012), la justice environnementale comprend trois dimensions importantes : l'équité environnementale (ou justice distributive), la justice procédurale et la justice de la reconnaissance. Nous nous intéressons ici à la première dimension, soit l'équité environnementale qui se rapporte à la distribution des éléments bénéfiques (parc, végétation, etc.) et des éléments négatifs (bruit, pollution atmosphérique, etc.) en lien avec la distribution de groupes de population le plus souvent définis selon l'âge, le revenu, ou de l'appartenance ethnique (Walker, 2012).

La littérature en équité environnementale axée sur le milieu scolaire est croissante (entre autres, (Grineski et Collins 2019; Grineski et Collins 2018; Grineski, Collins et Adkins 2020; Carrier et al. 2019), et ce, pour deux raisons. D'une part, du fait de leur vulnérabilité physiologique (Basner et al. 2014; Basner et al. 2017), les enfants sont particulièrement sensibles aux éléments négatifs de leur environnement (bruit, pollution, etc.). D'autre part, les enfants passent une partie importante de leur journée à l'école; ainsi, la qualité de l'environnement dans et autour du milieu scolaire a potentiellement un impact important sur leur santé. Le statut socio-économique de la famille à laquelle l'enfant appartient peut également avoir des effets directs et indirects sur les conditions de vie de ce dernier. Les enfants des milieux défavorisés sont plus à risque de souffrir de problèmes de santé et d'apprentissage en raison du manque de ressources matérielles et non matérielles qui ne permettent pas de répondre adéquatement aux besoins fondamentaux ni de favoriser leurs développements psychologiques (Bradley et Corwyn 2002; Nieuwenhuis et Hooimeijer 2016). Ainsi, l'exposition cumulative aux nuisances environnementales combinée à la

pauvreté socio-économique pourrait donc accroître le risque pour l'enfant de développer des problèmes de santé.

En ce qui a trait au bruit aérien, des recherches ont montré que certains groupes ethniques minoritaires et les populations à faible revenu subissent une exposition disproportionnée à des niveaux élevés de bruit aérien dans leur milieu résidentiel à Phoenix (Sobotta, Campbell et Owens 2007), Boston (Ogneva-Himmelberger et Cooperman 2010), Atlanta (Cohen et al. 2017), Birmingham (UK) (Brainard et al. 2004), Minneapolis-Saint Paul (Nega et al. 2013), Calgary et Vancouver (Canada) (Audrin et al. 2019). D'autres arrivent à des résultats contradictoires qui peuvent s'expliquer par des contextes géographiques, historiques et réglementaires particuliers. Par exemple, dans la région de Rijnmond aux Pays-Bas, les ménages les mieux nantis sont surexposés au bruit aérien (Kruize et al. 2007). Au Canada, une étude récente a montré que les populations à faible revenu bénéficient d'une situation légèrement favorable en termes d'exposition au bruit aérien à Toronto et à Montréal (Audrin et al. 2019). En résumé, les diagnostics d'iniquité à l'égard de l'exposition au bruit aérien peuvent varier d'une ville à l'autre et d'un groupe à l'autre.

Paradoxalement, malgré leur vulnérabilité physiologique au bruit aérien (Stansfeld et al. 2005; Clark et al. 2012), les enfants et les écoles ont été peu considérés dans les études en équité environnementale en lien avec le bruit aérien. Parmi les rares études qui se sont penchées sur cette population, celles de Brainard et al. (2004) à Birmingham (Angleterre) et de Nega et al. (2013) à Minneapolis-Saint Paul (États-Unis) concluent qu'il n'y a aucune iniquité quant à l'exposition des enfants au bruit environnemental dans leur milieu résidentiel. Néanmoins, dans ces deux études, les auteurs combinent à la fois les bruits routier et aérien, sans les distinguer. Récemment, l'étude de Audrin et al. (2019) portant uniquement sur le bruit aérien constate que les enfants de moins de 15 ans sont légèrement en situation d'iniquité à l'égard du bruit aérien dans les métropoles de Vancouver et de Toronto. Cependant, cette étude, comme celles de Brainard et al. (2004) et Nega et al. (2013) ne considèrent que le milieu résidentiel des enfants.

Or, compte tenu du nombre d'heures que les enfants passent à l'école et des impacts potentiels du bruit sur leur développement cognitif (Van Kamp et Davies 2013; Basner et al. 2017), il semble opportun d'analyser leur exposition aux nuisances liées au bruit aérien au sein de ce milieu (Sampson 2012). Des travaux récents en équité environnementale ont examiné l'exposition des enfants aux éléments nuisibles de leur environnement scolaire, notamment, la pollution de l'air (Grineski et Collins 2019; Grineski et Collins 2018; Grineski, Collins et Adkins 2020) et le bruit environnemental (Collins, Grineski et Nadybal 2019; Carrier et al. 2019; Amram et al. 2011). Aux

États-Unis, Collins, Grineski et Nadybal (2019) ont constaté que les élèves fréquentant les écoles publiques (primaires et secondaires) les plus exposées aux bruits routier et aérien étaient nettement plus susceptibles d'être économiquement défavorisées (éligibles pour des repas gratuits ou à prix réduits) et d'appartenir à une minorité raciale (hispanique, noire ou asiatique).

Au Canada, plusieurs travaux ont analysé l'exposition au bruit routier des enfants dans leur milieu scolaire (Carrier et al. 2019; Amram et al. 2011). Par contre, à notre connaissance, la question du bruit aérien autour des écoles n'a pas encore été abordée, ce qui représente l'une des contributions de notre étude.

3.2.2. Exposition chronique au bruit des avions et apprentissage des enfants

Au-delà de la gêne ressentie par les enfants (Van Kempen et al. 2009), il est reconnu que le bruit aérien peut affecter leurs performances cognitives entraînant, entre autres, des difficultés dans l'apprentissage, une altération des fonctions cognitives et des problèmes de concentration (Basner et al. 2017). De nombreuses études, surtout épidémiologiques, ont analysé les effets d'une exposition chronique à des niveaux élevés de bruit aérien chez les enfants en milieu scolaire. Les résultats de ces travaux varient grandement en fonction d'une multitude de critères : design de l'étude (transversale ou longitudinale), indicateurs du bruit aérien (carte de contour de bruit, sonomètres), mesures de la performance ou de la réussite scolaire (compréhension en lecture, écriture, mathématiques, science, etc.), source de données sur la réussite ou performance (données provenant d'un ministère de l'éducation ou de tests réalisés par les chercheurs sur un échantillon d'élèves), type de données (individuelles ou agrégées), âge des enfants et variables de contrôle (bruit routier, statut socioéconomique, langue maternelle, caractéristique de l'école, etc.) et modèles construits (régressions ou analyses multiniveaux).

Il est ainsi possible d'identifier trois types d'études : les études transversales basées sur des données individuelles, celles longitudinales basées aussi sur des données individuelles et finalement, les études transversales basées sur des données agrégées au niveau des écoles.

3.2.2.1 Les études transversales basées sur des données individuelles

Au sein du premier courant, l'étude transnationale et transversale RANCH (*Road traffic and Aircraft Noise and children Cognition & Health*) fait office de référence (Stansfeld et al. 2005).

Cette étude a été menée de 2001 à 2003 auprès de 2844 enfants âgés de 9 à 10 ans scolarisés dans 89 écoles primaires situées à proximité de trois grands aéroports internationaux (Londres-Heathrow : 29; Amsterdam Schiphol : 33; Madrid Barajas : 27). L'analyse repose sur un modèle multiniveau avec : au niveau individuel, les résultats de tests de compréhension en lecture et plusieurs facteurs sociodémographiques (entre autres, âge et sexe de l'élève, niveau d'éducation de la mère, principale langue parlée à la maison, statut d'emploi, etc.); et au niveau de l'école, les niveaux de bruit aérien et de bruit routier et l'isolation acoustique (vitrage simple, double ou triple). Après avoir contrôlé les caractéristiques individuelles et celles de l'école, ils concluent qu'à mesure que l'exposition au bruit des avions augmente, les performances des enfants aux tests de compréhension de lecture diminuent. En effet, en dépit du fait qu'aucun seuil au-dessus duquel les effets du bruit aérien commencent à affecter les performances des enfants n'ait été identifié, Stansfeld et Clark (2015) rapportent qu'une augmentation de 5 dB ($L_{Aeq,16h}$ ²⁰) au-dessus du seuil de 55 dB est associée à une diminution de la compréhension en lecture. En termes d'impact, cela équivaudrait à un retard d'apprentissage de la lecture de deux mois pour les enfants fréquentant les 29 écoles sélectionnées au Royaume-Uni et d'un mois pour les 33 sélectionnées au Pays-Bas²¹ (Clark et al. 2006 cités dans Stansfeld et Clark, 2015).

L'étude transversale de Haines et al. (2002) sur 11 000 enfants en sixième année dans 123 écoles primaires à proximité de l'aéroport de Londres-Heathrow repose sur une analyse multiniveau différente. Comparativement à l'étude précédente, les auteurs évaluent la performance des élèves en mobilisant les résultats de plusieurs tests (écriture, orthographe, rédaction, lecture, mathématiques et sciences) du *Department for Education and Employment* (DfEE). Par contre, seuls l'âge et le sexe sont introduits au niveau individuel. Autre différence notable, ne disposant pas des caractéristiques socioéconomiques des élèves, trois variables sont introduites au niveau de l'école : le pourcentage d'enfants n'ayant pas l'anglais comme langue principale parlée à la maison, le pourcentage d'enfants ayant des besoins spéciaux et le pourcentage d'élèves éligibles aux repas scolaires gratuits (ce dernier comme proxy de défavorisation socioéconomique). Finalement, les niveaux d'exposition au bruit des avions au sein des écoles ont été extraits des cartes de contours de bruit de l'aéroport de Londres-Heathrow ($L_{Aeq,16h}$). Les auteurs avancent deux principaux résultats. Premièrement, les écoles exposées à des niveaux élevés de bruit aérien accueillent proportionnellement une clientèle plus défavorisée et allophone, soit avec des pourcentages plus élevés d'enfants éligibles aux repas scolaires gratuits et n'ayant pas l'anglais

²⁰ $L_{Aeq,16h}$: Niveau de bruit équivalent continu pondéré A sur une période de 16 heures.

²¹ Aucune donnée sur le retard d'apprentissage n'est disponible pour les écoles de Madrid.

comme langue principale parlée à la maison. Ce résultat soulève donc un enjeu d'équité environnementale. Deuxièmement, l'exposition au bruit affecte uniquement la performance en lecture et en mathématique. Toutefois, une fois contrôlé le pourcentage d'élèves éligibles aux repas scolaires gratuits dans un second modèle, cette association n'est plus significative. Cela démontre qu'il faut impérativement contrôler les caractéristiques socioéconomiques – au niveau individuel ou de l'école – afin d'obtenir une estimation non biaisée de l'impact du bruit aérien sur la performance scolaire des enfants.

3.2.2.2 Les études longitudinales basées sur des données individuelles

Dans ce courant d'études beaucoup plus rares, Hygge, Evans et Bullinger (2002) étudient deux groupes expérimentaux d'enfants du primaire (326 enfants âgés de 8 à 12 ans) exposés soit à l'ancien, soit au nouvel aéroport international de Munich. Chacun de ces deux groupes est apparié à un groupe de contrôle peu exposé au bruit aérien et partageant des caractéristiques sociodémographiques similaires. Trois vagues de collecte ont été réalisées dans le cadre de cette recherche : six mois avant et un puis deux ans après le changement d'aéroport. Durant ces trois collectes, les niveaux de bruit aérien ont été mesurés à l'aide de sonomètres ($L_{Aeq,24h}$ ²²) et les élèves ont passé quatre tests (lecture, mémoire, attention générale et perception de la parole). Parmi les quatre indicateurs de performance, les résultats de leurs analyses de variance multivariée démontrent que l'exposition au bruit est associée significativement à une baisse de la mémoire à long terme et à une moins bonne compréhension en lecture chez les enfants des groupes plus fortement exposés au bruit aérien comparativement à ceux qui le sont peu. L'analyse longitudinale révèle deux résultats intéressants. Pour les élèves proches de l'ancien aéroport, les résultats des tests d'attention et de mémoire se sont significativement améliorés deux ans après sa fermeture. À l'inverse, pour ceux à proximité de nouvel aéroport, on assiste à une diminution des résultats aux tests de mémoire, de la lecture et de perception de la parole (les effets étant aussi plus marquées après deux ans comparativement à la première année). Ainsi, cette étude suggère que d'une part, les effets du bruit aérien sur la performance scolaire peuvent être réversibles; et d'autre part, qu'il faut un certain temps d'exposition au bruit aérien pour que les effets sur la performance scolaire se manifestent.

²² $L_{Aeq,24h}$: Niveau de bruit équivalent continu pondéré A sur une période de 24 heures (valeur exprimée en dB(A)).

3.2.2.3 Les études transversales basées sur des données agrégées au niveau des écoles

Finalement, le troisième courant est associé à l'utilisation de données agrégées au niveau des écoles. Une des premières études au sein de ce courant est celle de Green, Pasternack et Shore (1982) qui s'intéresse à l'impact du bruit aérien sur la réussite scolaire au sein de 362 écoles publiques à New York. Pour ce faire, ils utilisent les contours des cartes NEF 30 et NEF 40²³ des aéroports John F. Kennedy et de LaGuardia. Les variables dépendantes, relatives à la non-réussite scolaire, sont les pourcentages d'élèves dont les résultats aux tests de lecture les plaçaient soit un an ou plus en dessous de leur année scolaire, soit deux ans ou plus en dessous de leur niveau scolaire (pour des élèves de la deuxième à la sixième année du primaire). Les variables de contrôle sont, entre autres, les pourcentages d'élèves éligibles aux programmes de repas gratuits, les pourcentages d'élèves issus de minorités raciales (portoricaine, autre hispanique, afro-américaine, orientale et amérindienne) et le ratio élèves-enseignant. Toutes choses étant égales par ailleurs, les résultats des régressions linéaires montrent que dans les écoles localisées dans la zone NEF 40, le pourcentage d'élèves avec un retard en lecture d'un an ou plus est 3,6% plus élevé que dans les écoles les moins exposées au bruit aérien (hors zone NEF 30).

Plus récemment, une étude transversale a été menée aux États-Unis entre 2000 et 2009 autour des 46 principaux aéroports américains et de 6000 écoles (Sharp et al. 2014). D'emblée, signalons que les auteurs ont utilisé une base de données sur les résultats de tests scolaires agrégés au niveau de l'école et non au niveau individuel comme dans les études précédentes. Concrètement, il s'agit des moyennes des tests obtenues par les élèves de chaque école en lecture et en mathématique pour les trois premières années du primaire (1 à 3); il s'agit donc d'une étude sur la performance scolaire et non la réussite comme dans le cas de l'étude de Green, Pasternack et Shore (1982). Les facteurs sociodémographiques sont aussi introduits au niveau de l'école, notamment le pourcentage d'étudiants éligibles à des repas gratuits ou à prix réduit (comme proxy de la défavorisation), le pourcentage d'enfants issus de groupes minoritaires (hispaniques, afro-américains et amérindiens). À cela, s'ajoutent les niveaux de bruit aérien et si l'école est insonorisée ou non. Comme dans les études antérieures, l'introduction d'une variable liée à la qualité acoustique est pertinente puisqu'elle risque de diminuer significativement

²³ NEF 30 et 40 : Pour une définition plus approfondie, se reporter à la section intitulée *les données sur le bruit aérien* dans la partie Approche méthodologique.

l'exposition au bruit aérien à l'intérieur du bâtiment. Les résultats démontrent que les écoles avec des niveaux de bruit aérien plus élevés ont des moyennes aux tests de mathématique et de lecture significativement plus faibles, quel que soit le grade. Aussi, parmi les écoles à proximité des aéroports, celles avec une insonorisation acoustique ont des moyennes aux tests significativement supérieures que celles sans insonorisation. Par conséquent, l'isolation acoustique des bâtiments scolaires est associée avec une meilleure performance scolaire.

3.3. Questions et hypothèses de recherche

S'il semblerait se dégager un consensus dans la littérature scientifique sur le fait que les écoles plus exposées au bruit aérien accueillent proportionnellement plus d'élèves défavorisés, il n'y a pas forcément d'accord sur l'impact du bruit aérien sur la réussite ou la performance scolaire, une fois contrôlées les caractéristiques sociodémographiques et éventuellement de l'école (notamment la qualité et/ou l'insonorisation sonore). Notons aussi qu'à notre connaissance, aucune étude en équité environnementale ne s'est penchée sur l'exposition au bruit aérien au sein des écoles dans le contexte canadien. Cette étude explore deux questions de recherche.

Les écoles primaires publiques desservant une forte proportion d'élèves issus de milieux défavorisés sont-elles exposées de manière disproportionnée à des niveaux de bruit aérien élevés dans la région métropolitaine de recensement (RMR) de Toronto ? Autrement dit, les écoles primaires situées à proximité de l'aéroport international Lester B. Pearson de Toronto accueillent-elles une plus grande proportion d'élèves dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement ou encore issus de milieux à plus forte concentration de familles à faible revenu ?

Aussi, une fois contrôlés les facteurs socioéconomiques, les autres sources de bruit environnemental et la qualité du bâtiment, les écoles primaires publiques exposées à des niveaux de bruit aérien élevés présentent-elles des niveaux de réussite scolaire plus faibles en lecture, en écriture et en mathématique par rapport aux autres écoles primaires publiques de la RMR de Toronto ?

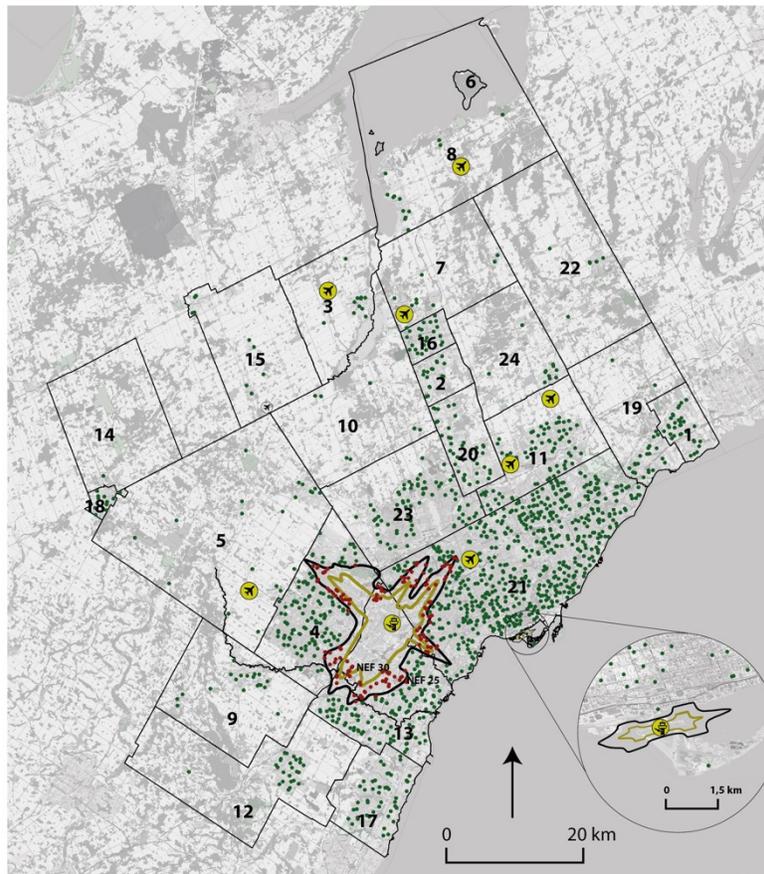
Les hypothèses soutenues seraient que les écoles primaires desservant une forte proportion d'enfants issus de milieux défavorisés et dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement sont exposées à des niveaux élevés de bruit aérien et que ces dernières présentent des niveaux de réussite scolaire plus faibles que le reste des écoles primaires publiques de la RMR de Toronto.

3.4. Approche méthodologique

3.4.1. Territoire d'étude : la région métropolitaine de Toronto

Le territoire d'étude est la plus grande région métropolitaine de recensement (RMR) au Canada, soit Toronto avec 5,93 millions d'habitants (Statistique Canada 2016). Les proportions de jeunes de 5 à 14 ans, de personnes à faible revenu (MFR-AvI) et de minorités visibles dans la RMR de Toronto sont respectivement de 11,4%, 15,6% et de 51,4% contre 11,2%, 14,2% et 22,3% pour l'ensemble du Canada (Statistique Canada 2016).

La RMR de Toronto comprend l'aéroport international Lester B. Pearson de Toronto qui est le plus grand aéroport au Canada. En 2017, plus de 467 103 mouvements d'aéronefs (Statistique Canada 2017a) ont été recensés et environ 46 millions de passagers (Statistique Canada 2017b) ont transité à l'aéroport international Lester B. Pearson de Toronto. Il est situé au nord-est de la municipalité de Mississauga, en plein cœur de la RMR de Toronto (Figure 3.1). Les quartiers limitrophes à l'aéroport se caractérisent à la fois par des secteurs nantis situés dans la partie sud d'Etobicoke à Toronto et la partie nord de Mississauga, mais aussi par des secteurs caractérisés par des immeubles d'appartements de grande dimension accueillant surtout des ménages à faible revenu et des immigrants récents (l'est de Mississauga et le nord d'Etobicoke à Toronto). Notez que l'aéroport régional de Billy-Bishop à Toronto n'a pas été considéré dans cette étude, et ce, pour deux raisons principales. D'une part, cet aéroport régional n'accueille que de petits avions commerciaux; les nuisances sonores qu'il génère étant ainsi beaucoup limitées. D'autre part, étant situé sur l'île de Toronto, aucune école n'est localisée à proximité de cet aéroport (Figure 3.1). De plus, les petits aéroports de Baldwin, Bradford, Brampton, Buttonville, Downsview, Markham et Tottenham/Volk n'ont pas été retenus du fait de leur taille réduite aucune courbe NEF n'est disponible.



- École primaire publique ou catholique
- École primaire publique ou catholique exposée au bruit aérien (NEF 25)
- ✈ Principaux aéroports
- ✈ Petits aéroports
- ⬭ Courbe NEF 25
- ⬭ Courbe NEF 30
- ⬭ Subdivision de recensement

Liste des subdivisions de recensement de la RMR de Toronto

- | | |
|---|---------------------------|
| 1 Ajax | 13 Mississauga |
| 2 Aurora | 14 Mono |
| 3 Bradford West Gwillimbury | 15 New Tecumseth |
| 4 Brampton | 16 Newmarket |
| 5 Caledon | 17 Oakville |
| 6 Chippewas of Georgina Island First Nation | 18 Orangeville |
| 7 East Gwillimbury | 19 Pickering |
| 8 Georgina | 20 Richmond Hill |
| 9 Halton Hills | 21 Toronto |
| 10 King | 22 Uxbridge |
| 11 Markham | 23 Vaughan |
| 12 Milton | 24 Whitchurch-Stouffville |

Figure 3.1 : Le territoire d'étude

3.4.2. Les données sur le bruit aérien

Pour identifier les zones caractérisées par des niveaux de bruit aérien élevés, nous utilisons les indicateurs préconisés au Canada (Transports Canada 2013), à savoir les prévisions de l'ambiance sonore qui délimitent les zones de gêne sonore associée au bruit aérien autour d'un aéroport. Transports Canada fournit aux exploitants des aéroports le programme NEF (*Noise Exposure Forecast*) pour calculer les prévisions de l'ambiance sonore qui sont valables pour une période de cinq à dix ans. Une fois délimitées, les courbes NEF sont ensuite retournées et validées par Transports Canada.

Pour l'aéroport international Lester B. Pearson de Toronto, deux courbes sont ainsi délimitées : NEF 25 et NEF 30 qui sont équivalentes à des niveaux de bruit moyen journalier d'environ 56,5 pour la première et environ 65 dB(A)²⁴ pour la seconde (L_{dn} ²⁵) (Bradley 1996a; Michaud, Bly et Keith 2008; Eagan 2009). Ces niveaux sonores sont élevés. Il convient de préciser que les conséquences du bruit sur la santé et le bien-être varient en fonction de la source de bruit et de son intensité (dB(A)). Plus le bruit est fort, plus le nombre de décibels est élevé. À titre d'exemple, une conversation normale atteint en moyenne un niveau sonore de 55 dB(A), tandis qu'un avion au décollage à 300 mètres peut atteindre 120 dB(A) (Martin, Deshaies et Poulin 2015). À partir d'une revue de la littérature dans le domaine du bruit environnemental, l'Organisation mondiale de la Santé recommande une valeur moyenne d'exposition au bruit des avions de 45 dB L_{den} ²⁶ dans les secteurs résidentiels durant le jour et le soir et une valeur de 40 dB L_n ²⁷ durant la nuit afin de limiter les effets néfastes du bruit sur la santé (WHO 2018). Toutefois, notons que dans une revue systématique récente sur le bruit aérien, Gjestland (2018) recommande une limite d'exposition de 53 dB L_{den} qui est relativement proche du seuil de la courbe NEF 25.

Pour cette étude, les courbes NEF 25 et NEF 30 ont été extraites du site Internet de l'aéroport international Lester B. Pearson (GTAA 2018), puis géoréférencées dans un système d'information

²⁴ dB(A) : Unité de mesure du bruit exprimant le niveau sonore mesuré avec une pondération fréquentielle A qui permet de tenir compte de la sensibilité naturelle de l'oreille humaine. L'échelle des décibels varie de 0 à 130 dB(A). Le seuil d'audibilité pour l'oreille humaine est de l'ordre de 0 dB(A) et le seuil de douleur avoisine les 120 dB(A). Une augmentation du niveau sonore de 3 dB(A) correspond à multiplier l'intensité sonore par deux.

²⁵ L_{dn} : Indicateur sonore pondéré sur 24h, mais corrigé de 10 dB(A) entre 22h et 7h.

²⁶ L_{den} : Indicateur de bruit pondéré continu équivalent pondéré A pour une journée complète (d = jour(6h-18h), e = soir (18h-22h), n = nuit (22h-6h)).

²⁷ L_n ou L_{night} : Indicateur de bruit moyen pondéré A pour la période nocturne (22h-6h) avec une correction de 10 dB(A) pour considérer la plus grande nuisance ressentie durant la nuit.

géographique (ArcGIS) (Figure 3.1). Toutefois, la courbe NEF 30 n'a pas été retenue dans cette étude en raison du faible nombre d'écoles situées à l'intérieur de cette zone (n=13).

3.4.3. Identification des écoles primaires affectées par le bruit aérien

Afin de poser un diagnostic d'équité environnementale pour les enfants en milieu scolaire, il convient de localiser les écoles potentiellement impactées par le bruit aérien, soit celles qui sont situées dans la zone NEF 25. Pour ce faire, nous avons eu recours aux données disponibles sur le site du Gouvernement de l'Ontario et du Ministère de l'Éducation (Government of Ontario 2019b) qui comportaient notamment des informations sur l'adresse et les effectifs des élèves de chaque établissement. Seules les écoles primaires publiques et catholiques financées par les fonds publics de l'Ontario ont été retenues dans cette étude. En Ontario, les écoles privées ne bénéficient d'aucune subvention du gouvernement, il est donc plus difficile, voire impossible, d'obtenir des données relatives aux caractéristiques socioéconomiques des élèves et sur la réussite scolaire de chaque école. Par la suite, les écoles primaires sélectionnées ont été géocodées dans un SIG (ArcGIS) à partir de leurs codes postaux. Finalement, nous avons amélioré leur localisation en positionnant les points au centre du bâtiment principal de chaque établissement scolaire. À cette fin, nous avons utilisé les couches de fond de carte de Google Maps et d'OpenStreetMap. Au total, 1420 écoles primaires publiques et catholiques de la RMR de Toronto ont été géolocalisées (Figure 3.1), dans lesquelles 611 953 enfants sont inscrits de la maternelle à la 8^e année d'étude (5 à 14 ans) pour l'année scolaire 2017-2018.

3.4.4. Les variables retenues pour le diagnostic d'équité environnementale

Deux variables ont été retenues en lien avec notre première question de recherche pour caractériser chacune des 1420 écoles primaires publiques ou catholiques de la RMR de Toronto (Tableau 3.1) : 1) le pourcentage d'enfants dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement qui fréquentent l'école et 2) le pourcentage estimé d'enfants issus de milieux défavorisés qui fréquentent l'école.

Rappelons que dans les études sur l'équité environnementale et le bruit aérien, les deux principaux groupes retenus sont les personnes à faible revenu et les minorités visibles ou certains groupes de ces dernières (personnes afro-américaines et hispaniques) (Sobotta, Campbell et Owens 2007; Ogneva-Himmelberger et Cooperman 2010). Or, sur le site du Ministère de

l'Éducation de l'Ontario, aucune variable relative au pourcentage d'enfants appartenant à ces groupes n'est disponible par école. À défaut de quoi, la variable sur la langue maternelle est employée comme proxy de personnes issues de l'immigration, à l'instar des travaux de Stansfeld et al. (2005) et Haines et al. (2002). Pour chaque école, nous avons extrait les données relatives au pourcentage d'enfants dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement (l'anglais pour les écoles anglophones et le français pour les écoles francophones).

Quant à la variable liée au faible revenu, le pourcentage d'enfants issus de milieux défavorisés qui fréquentent l'école, elle est estimée à partir de données existantes du recensement de 2016 de Statistique Canada. Cette variable se base sur la mesure de faible revenu (MFR) de Statistique Canada. Le seuil de faible revenu correspond à la moitié de la médiane du revenu disponible des ménages. Cette mesure est ajustée pour tenir compte du nombre de personnes dans le ménage. Pour une école donnée, cette estimation est réalisée à partir d'une correspondance entre le code postal de résidence de chaque enfant qui fréquente l'école et les régions géographiques utilisées au recensement de la population de Statistique Canada (Ontario Ministry of Education 2017b)²⁸. Les données relatives à la langue maternelle sont quant à elles plus précises puisqu'elles sont collectées auprès de chaque élève par l'école puis communiquées au Ministère. Les deux variables ont été extraites du site du ministère de l'Éducation de l'Ontario pour l'année scolaire 2017-2018 (Government of Ontario 2019b).

3.4.5. L'évaluation de l'équité environnementale

Pour vérifier si les écoles primaires desservant une forte proportion d'élèves dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement et d'élèves issus de familles à faible revenu sont exposées de manière disproportionnée à des niveaux de bruit aérien élevés dans la RMR de Toronto, nous avons effectué des tests de Student sur des échantillons non appariés (test *t*), à l'instar d'autres études en équité environnementale (Carrier et al. 2014b; Apparicio, Séguin et Dubé 2016). Pour cela, nous avons comparé les valeurs moyennes pondérées par le nombre d'inscriptions par école primaire des deux variables sociodémographiques au niveau de chaque école. Deux groupes sont ainsi analysés : les écoles situées en dehors de la zone NEF 25 (Groupe 1) et les écoles situées à l'intérieur de cette zone NEF 25 (Groupe 2). L'analyse du test

²⁸ Cette approche qui consiste à utiliser des données de recensement pour construire des indicateurs de défavorisation et/ou de caractérisation du milieu socio-économique des écoles est somme toute classique au Canada. Elle est aussi utilisée notamment par le Ministère de l'Éducation du Québec (<http://www.education.gouv.qc.ca/references/indicateurs-et-statistiques/indices-de-defavorisation/>).

de Student suppose que la variable continue soit normalement distribuée, ce qui n'est pas toujours le cas. Par conséquent, nous avons aussi calculé le test non paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney qui se base sur les rangs des observations et qui s'affranchit de l'hypothèse d'une distribution normale. Ces analyses de comparaisons de moyennes ont été réalisées dans le logiciel R (R Core Team 2013) avec le package *sjstats* (Lüdtke 2018).

3.4.6. L'évaluation des effets du bruit aérien sur la réussite scolaire au primaire

En guise de rappel, dans la recension des écrits sur les effets de l'exposition chronique au bruit aérien sur la réussite et la performance scolaire, nous avons identifié trois courants d'études. Au même titre que l'étude de Sharp et al. (2014), ce travail constitue une étude transversale basée sur des données agrégées au niveau des écoles. Pour évaluer les effets du bruit aérien sur la réussite scolaire au primaire, douze modèles de régression ont été construits. Signalons d'emblée que les observations sont les écoles pondérées par le nombre d'élèves inscrits.

3.4.6.1 Les variables dépendantes et la variable explicative

Six variables dépendantes mesurent la réussite scolaire et correspondent aux pourcentages d'élèves ayant atteint ou dépassé la norme provinciale²⁹ de l'Office de la qualité et de la responsabilité en éducation (OQRE) en lecture, en écriture et en mathématiques respectivement pour la 3^e année et la 6^e année d'étude (8 et 11 ans) (Tableau 3.1). Ces six variables ont été recueillies au niveau de chaque école pour l'année scolaire 2017-2018 (Government of Ontario 2019b). Quant à la variable explicative, elle est dichotomique et indique si l'école est ou non située dans la zone NEF 25.

3.4.6.2 Les variables de contrôle relatives aux autres sources de bruit et à la qualité du bâtiment

Suite à la recension des écrits, nous avons retenu trois variables de contrôle : un indicateur de bruit routier (kilomètres de voies autoroutières et d'artères majeures dans un rayon de

²⁹ La norme provinciale équivaut à un B.

300 mètres), un indicateur de bruit ferroviaire³⁰ (kilomètres de voies ferrées dans un rayon de 300 mètres) et un indicateur de la qualité du bâtiment (Tableau 3.1). En effet, dans l'étude de Stansfeld et al. (2005), le bruit routier a été pris en compte comme variable de contrôle. Premièrement, à l'instar de l'étude de Carrier et al. (2014b), nous avons calculé le nombre de kilomètres de tronçons autoroutiers, de voies collectrices, artérielles et express dans un rayon de 300 mètres autour de chaque école. Nous avons considéré une valeur de 300 mètres car les effets du bruit sont rarement ressentis au-delà de cette distance car le bruit routier se confond avec le bruit ambiant (ministère des Transports du Québec 2016). Cet indicateur a été généré dans ArcGIS à partir d'une GéoBase disponible sur le site des données ouvertes du Gouvernement du Canada (Government of Canada 2019). Nous avons retenu le seuil de 300 mètres, au-delà duquel le bruit routier s'estompe (Hokanson et al. 1981). De manière similaire, le nombre de kilomètres de voies ferrées dans un rayon de 300 mètres autour de chaque école a été calculé à partir des données géospatiales des voies ferrées de la carte d'occupation du sol du Gouvernement de l'Ontario (Government of Ontario 2019a). D'ailleurs, le gouvernement de l'Ontario recommande que les utilisations des sols sensibles au bruit telles que les écoles doivent être situées à plus de 300 mètres d'une voie ferrée (Ontario Ministry of the Environment 2013). Il est à noter que nous avons fait le choix délibéré de ne pas utiliser des cartes de bruit environnemental – notamment celle produite sous la direction de santé publique de la ville de Toronto (Toronto Public Health) (Oiamo et al. 2017) –, et ce, pour deux raisons. Premièrement, cette carte couvre uniquement le territoire de la Ville et non de la région métropolitaine de Toronto. Deuxièmement, cette carte de bruit environnemental – modélisation à partir d'un *Land use regression* à partir d'une collecte de mesure avec des sonomètres de types 2 – inclut ainsi toutes les sources de bruit, notamment routier, ferroviaire et aérien sans que l'on puisse les distinguer; cela risque d'être confondant avec les courbes NEF.

Aussi, au même titre que les travaux de Stansfeld et al. (2005) et de Sharp et al. (2014), nous avons utilisé comme proxy de la qualité du bâtiment, l'indice de l'état des installations scolaires (IEI) qui est une norme repère utilisée pour comparer l'état relatif d'un ensemble de bâtiments (Ontario Ministry of Education 2017a). L'indice variant de 0 à 100 compare les besoins en réfection d'une infrastructure scolaire sur cinq ans par rapport aux coûts de reconstruction de cette infrastructure. L'indice est calculé à partir de l'information recueillie au cours des inspections de chaque école. Plus l'indice est élevé, plus importants sont les besoins en matière de réparation et

³⁰ En raison d'une distribution très fortement asymétrique, nous avons transformé l'indicateur de bruit ferroviaire en variable binaire (présence ou absence d'une voie ferrée dans un rayon de 300 mètres).

de réfection du bâtiment. Les données de l'IEI ont été récupérées et mises en correspondance à partir du numéro d'identification de chaque école. Malheureusement, nous ne disposons pas de données sur la qualité de l'isolation acoustique – sur la fenestration – des bâtiments scolaires. On peut supposer que plus l'indice de l'état des installations scolaires sera faible, plus l'isolation acoustique sera meilleure. Aussi, il est possible que la qualité des bâtiments scolaires ait un impact sur la réussite scolaire. Earthman (2002) souligne que les élèves fréquentant des écoles en meilleur état ont des rendements scolaires plus élevés que les élèves issus des écoles dont la qualité du bâtiment est inférieure.

3.4.6.3 Deux autres variables relatives au milieu scolaire

Outre les variables relatives au faible revenu et à la langue maternelle autre que la langue d'enseignement décrites plus haut et qui nous serviront à faire un diagnostic d'équité environnementale, nous avons retenu, à l'instar de travaux antérieurs (Haines et al. 2002; Stansfeld et al. 2005; Green, Pasternack et Shore 1982; Sharp et al. 2014), deux autres variables décrivant la clientèle scolaire, car elles sont susceptibles d'avoir un impact significatif sur la réussite scolaire. Il s'agit du pourcentage estimé d'enfants issus de milieux plus scolarisés (personnes avec une formation universitaire) et du pourcentage d'élèves ayant des besoins spéciaux (Tableau 3.1). La première variable permet d'estimer la scolarité des parents et elle a été calculée de la même manière que la variable concernant le faible revenu.

La variable sur le pourcentage d'élèves ayant des besoins spéciaux nous renseigne sur la proportion d'élèves qui suivent des programmes de l'enfance en difficulté ou qui reçoivent des services à l'enfance en difficulté. Ces programmes visent les élèves ayant des besoins particuliers tels que des difficultés comportementales, communicationnelles, intellectuelles, physiques ou multiples (excluant les élèves identifiés comme doués). Les services de l'enfance en difficulté comprennent des aménagements, des soutiens ou des programmes pour les élèves qui ont besoin de méthodes d'enseignement différentes ou d'équipement spécial pour leur permettre de réussir à l'école.

Cette variable ainsi que celle du pourcentage estimé d'enfants issus de milieux plus scolarisés ont été extraites du site du ministère de l'Éducation de l'Ontario pour l'année scolaire 2017-2018 (Government of Ontario 2019b).

3.4.6.4 Les douze modèles de régression

Dans un premier temps, nous avons construit six premiers modèles (un pour chacune des six variables dépendantes relatives à la réussite scolaire en lecture, en écriture et en mathématiques en 3^e et 6^e années), la variable explicative (NEF 25) et les variables de contrôle relatives aux autres sources de bruit et à la qualité du bâtiment. Ces modèles (annotés A), nous permettront de vérifier si les écoles primaires exposées à des niveaux de bruit aérien élevés présentent des niveaux de réussite scolaire plus faibles, une fois contrôlées les autres sources de bruit et la qualité du bâtiment.

Dans un second temps, nous avons ajouté à ces modèles les variables relatives au milieu scolaire. Avec ces six autres modèles (annotés B), nous verrons si l'impact du bruit aérien reste ou non significatif, une fois contrôlées les caractéristiques sociodémographiques du milieu scolaire.

Tableau 3.1 : Statistiques descriptives pondérées par le nombre d'inscriptions par école primaire dans la RMR de Toronto

| Variable | Zone | N | Moy. | SD | Min | Q1 | Q2 | Q3 | Max |
|------------|-------|-------|------|------|------|------|------|------|-------|
| ElevesInsc | RMR | 1 420 | 431 | 200 | 56 | 280 | 397 | 560 | 1482 |
| | NEF25 | 128 | 430 | 175 | 82 | 292 | 414 | 547 | 952 |
| FaibRev | RMR | 1 420 | 17,4 | 12,2 | 0,0 | 9,8 | 14,9 | 23,6 | 62,7 |
| LMaLE | RMR | 1 387 | 39,8 | 22,6 | 1,8 | 20,5 | 39 | 57,4 | 94,8 |
| ParEtuUniv | RMR | 1 420 | 54,8 | 17,3 | 0,0 | 42,7 | 54,2 | 67,6 | 97,2 |
| SerEnfDif | RMR | 1 420 | 14,2 | 7,7 | 0,0 | 9,3 | 12,4 | 16,8 | 100,0 |
| IEI | RMR | 1 420 | 26,4 | 24,8 | 0,0 | 3,0 | 22,0 | 44,0 | 121,0 |
| ACE (km) | RMR | 1 420 | 2,5 | 3,0 | 0,0 | 0,8 | 1,77 | 3,1 | 50,1 |
| Rail (km) | RMR | 1 420 | 0,1 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 9,9 |
| Lecture3 | RMR | 1 252 | 77,7 | 12,2 | 22,0 | 70,0 | 79,0 | 87,0 | 100,0 |
| Lecture6 | RMR | 1 132 | 84,4 | 9,9 | 33,0 | 79,0 | 86,0 | 92,0 | 100,0 |
| Ecriture3 | RMR | 1 252 | 76,1 | 13,5 | 21,0 | 68,0 | 78,0 | 86,0 | 100,0 |
| Ecriture6 | RMR | 1 132 | 84,1 | 10,4 | 31,0 | 78,0 | 86,0 | 92,0 | 100,0 |
| Math3 (%) | RMR | 1 285 | 64,0 | 15,7 | 6,0 | 53,0 | 66,0 | 76,0 | 100,0 |
| Math6 (%) | RMR | 1 131 | 53,8 | 18,4 | 0,0 | 41,0 | 54,0 | 67,0 | 100,0 |

N : nombre d'observations (écoles). **ElevesInsc** : nombre d'élèves inscrits dans chaque école primaire. **FaibRev** : pourcentage estimé d'enfants issus de familles à faible revenu. **LMaLE** : pourcentage d'enfants dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement. **ParEtuUniv** : pourcentage estimé d'enfants issus de milieux plus scolarisés (parents avec une formation universitaire). **SerEnfDif** : pourcentage des élèves qui suivent des programmes de l'enfance en difficulté ou reçoivent des services à l'enfance en difficulté. **IEI** : indice de l'état des installations scolaire est une norme repère utilisée pour comparer l'état relatif d'un ensemble de bâtiments. Plus l'IEI est élevé, plus les besoins en matière de réparation et de réfection sont importants. **ACE** : Nombre de kilomètres de tronçons autoroutiers, collectrices, artérielles et express dans un rayon de 300 m autour de chaque école. **Rail** : Nombre de kilomètres de voies ferrées dans un rayon de 300 m autour de chaque école. **Lecture3/Ecriture3/Math3** : pourcentage d'élèves de 3^e année ayant atteint ou dépassé la norme provinciale au test de l'Office de la qualité et de la responsabilité en éducation (OQRE) en lecture/écriture/mathématique pour l'année 2017-2018. **Lecture6/Ecriture6/Math6** : pourcentage d'élèves de 6^e année ayant atteint ou dépassé la norme provinciale au test de l'Office de la qualité et de la responsabilité en éducation (OQRE) en lecture/écriture/mathématique pour l'année 2017-2018.

3.5. Les résultats

3.5.1. Des iniquités quant à l'exposition au bruit aérien des écoles primaires

L'analyse des données dans les SIG révèle que 128 écoles primaires dans lesquelles sont inscrits 55 042 écoliers sont situées dans la zone NEF 25, soit respectivement 9% de l'ensemble des écoles primaires et 8,9% des 611 953 élèves de Toronto.

Les résultats des tests de Student et de Mann-Whitney sont reportés au Tableau 3.2. Ils révèlent des situations d'iniquités pour les écoles primaires de la RMR de Toronto quant à leur exposition au bruit aérien. À un seuil de significativité de 0,05, les écoles primaires situées dans la zone NEF 25 affichent des moyennes supérieures pour le pourcentage estimé d'enfants issus de milieux défavorisés (FaibRev) par rapport au reste des écoles primaires de la RMR de Toronto (19,9% versus 17,2%, différence significative de 2,7 [IC 95 % : -4,8 -0,6]). Concernant le pourcentage d'enfants dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement (LMaLE), le constat est identique avec des moyennes bien supérieures pour les écoles primaires situées dans la zone NEF 25 par rapport au reste des écoles primaires de la RMR (39% versus 47,4%, différence significative de 8,4 [IC 95 % : -11,8 -5,0]). En résumé, les tests de différences de moyenne révèlent que les enfants fréquentant les écoles primaires situées à proximité de l'aéroport international Lester B. Pearson de Toronto et exposés à des niveaux élevés de bruit aérien (NEF 25) sont issus de ménages plus défavorisés, et plus souvent d'une langue maternelle autre que la langue d'enseignement.

Tableau 3.2 : Comparaison des moyennes des indicateurs socioéconomiques pour les écoles dans et hors de la zone NEF 25, pondérées par le nombre d'inscriptions par école

| Groupe étudié ^a | Moyenne | | Diff. [IC 95 % ^b] | Différence et significativité | | |
|----------------------------|---------|------|-------------------------------|-------------------------------|------------|------------------|
| | G1 | G2 | | <i>d</i> de Cohen | T-Test (P) | Mann-Whitney (P) |
| FaibRev (%) | 17,2 | 19,9 | -2,7 [-4,8 -0,6] | -0,225 | 0,013 | 0,000 |
| LMaLE (%) | 39,0 | 47,4 | -8,4 [-11,8 -5,0] | 0,390 | 0,000 | 0,000 |

^a **G1**: Écoles en dehors de la zone NEF / **G2**: Écoles dans la zone NEF 25.

^b Intervalle de confiance à 95% de la différence de moyenne.

3.5.2. Une situation contrastée en termes de réussite scolaire

Les résultats des douze modèles de régression pour la réussite en lecture, écriture et mathématique sont présentés aux Tableaux 3.3 à 3.5. Avant d'analyser en détail les coefficients, signalons que la qualité d'ajustement des modèles (AIC) est, sans surprise, meilleure pour les modèles complets (modèles B) par rapport aux modèles incorporant seulement les indicateurs de bruit aérien, routier et ferroviaire et l'indice de l'état du bâtiment (modèles A). Aussi, il n'y a pas de problème de multicollinéarité excessive puisque la valeur maximale du facteur d'inflation de la variance entre les variables indépendantes est de 1,49. Les valeurs plus élevées du R^2 et du R^2 ajusté des modèles complets appuient ce constat. Par ailleurs, on distingue également que les modèles sont légèrement meilleurs pour les tests des élèves de 6^e année (6A et 6B) comparativement aux modèles des élèves de 3^e année (3A et 3B), en raison d'un AIC plus faible.

Les modèles A permettent de vérifier si les écoles situées dans la zone NEF 25 présentent des niveaux de réussite scolaire plus faibles en lecture (modèles L3A et L6A, Tableau 3.3), en écriture (E3A et E6A, Tableau 3.4) et en mathématique (M3A et M6A, Tableau 3.5), une fois contrôlées les autres sources de bruit environnemental et la qualité du bâtiment, soit respectivement la longueur des tronçons autoroutiers, de voies collectrices et artérielles et express (ACE) et la présence de voies ferrées à l'intérieur d'un rayon de 300 m autour de chaque école primaire et l'indice de l'état des installations (IEI). La lecture des coefficients pour ces modèles démontre qu'en moyenne, les écoles situées dans la zone NEF 25 présentent des niveaux de réussite significativement plus faibles (au seuil de 0,05) : -2,535 [IC 95% : -4,90; -0,17] (modèle L3A), -2,947 [-5,19; -0,71] (modèle L6A), -3,306 [-5,91; -0,71] (modèle E3A), -2,636 [-4,97; -0,31] (modèle E6A), -5,833 [-8,90; -2,77] (modèle M3A), -6,081 [-10,27; -1,89] (modèle M6A). En guise d'exemple, cela signifie qu'une école située dans une zone NEF aura en moyenne un pourcentage de réussite en lecture en 3^e année de -2,535 plus faible comparativement à une école localisée hors d'une zone NEF 25, une fois contrôlés les autres sources de bruit environnemental et la qualité du bâtiment. On relève également plusieurs associations significativement négatives pour les variables de contrôle relative à la qualité du bâtiment, et aux proxys du bruit routier et ferroviaire.

Toutefois, ces associations négatives pour la réussite aux tests de lecture, écriture et de mathématique pour les élèves de 3^e et 6^e années et l'exposition au bruit aérien (NEF 25) tiennent-elles toujours une fois contrôlées les variables socioéconomiques (soit les modèles L3B, L6B, E3B, E6B, M3B et M6B) ?

D'emblée, il est possible de constater que les associations deviennent non significatives pour l'indicateur du bruit aérien (NEF 25). En revanche, on peut observer que pour l'indicateur du bruit ferroviaire, il y a une association significativement négative en lecture (-2,531 [-4,98; -0,09] pour le modèle L3B, Tableau 3.3) et en écriture (-3,499 [-6,33; -0,67] pour le modèle E3B, Tableau 3.4). La variable de la qualité du bâtiment reste significativement négative en lecture (-0,032 [-0,06; -0,01] pour le modèle L3B, Tableau 3.3) et en écriture (respectivement -0,064 [-0,09; -0,03] et -0,037 [-0,06; -0,01] pour les modèles E3B et E6B, Tableau 3.4). Concernant l'influence des caractéristiques du milieu scolaire sur la réussite scolaire les résultats sont contrastés. D'une part, bien que faibles, les coefficients sont tous significatifs et négatifs pour le pourcentage estimé d'enfants issus de familles à faible revenu (FaibRev) et le pourcentage des élèves qui suivent des programmes de l'enfance en difficulté ou reçoivent des services à l'enfance en difficulté (SerEnfDif). Aussi, on constate que les coefficients sont positifs et significatifs pour la variable des enfants issus de milieux plus scolarisés (avec une formation universitaire). D'autre part, contrairement à notre hypothèse de départ, le pourcentage d'enfants dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement qui fréquentent l'école (LMaLE) est associé positivement et significativement avec la réussite en lecture (0,039 [0,02, 0,06] pour le modèle L6B, Tableau 3.3), en écriture (0,046 [0,02, 0,07] pour le modèle E6B, Tableau 3.4) et en mathématique (0,067 [0,03, 0,10] et 0,192 [0,15, 0,23] respectivement pour les modèles M3B et M6B, Tableau 3.5).

Tableau 3.3 : Résultats des modèles de régression pour la réussite scolaire en lecture

| Variable dépendante : lecture en 3 ^e année (n = 1252) | | | | | | |
|--|------------|---------------------|-------|------------|---------------------|-------|
| | Modèle L3A | | | Modèle L3B | | |
| | Coef. | IC 95% ^a | P | Coef. | IC 95% ^a | P |
| Constante | 80,497 | [79,40 81,59] | 0,000 | 71,349 | [68,00 74,29] | 0,000 |
| NEF25 | -2,535 | [-4,90 -0,17] | 0,036 | 0,335 | [-1,93 2,29] | 0,870 |
| ACE (km) | -0,243 | [-0,47 -0,02] | 0,031 | 0,138 | [-0,06 0,34] | 0,176 |
| Rail (binaire) | -4,177 | [-6,91 -1,44] | 0,003 | -2,531 | [-4,98 -0,09] | 0,043 |
| IEI (%) | -0,071 | [-0,10 -0,04] | 0,000 | -0,032 | [-0,06 -0,01] | 0,017 |
| FaibRev (%) | | | | -0,219 | [-0,28 -0,16] | 0,000 |
| LMaLE (%) | | | | 0,017 | [-0,01 -0,04] | 0,242 |
| ParEtuUniv (%) | | | | 0,238 | [0,20 0,28] | 0,000 |
| SerEnfDif (%) | | | | -0,195 | [-0,29 -0,10] | 0,000 |
| R ² | 0,035 | | | 0,260 | | |
| R ² ajusté | 0,032 | | | 0,255 | | |
| AIC | 9912 | | | 9345 | | |

| Variable dépendante : lecture en 6 ^e année (n =1132) | | | | | | |
|---|------------|---------------------|-------|------------|---------------------|-------|
| | Modèle L6A | | | Modèle L6B | | |
| | Coef. | IC 95% ^a | P | Coef. | IC 95% ^a | P |
| Constante | 87,014 | [86,11 -87,92] | 0,000 | 79,169 | [76,61 81,73] | 0,000 |
| NEF25 | -2,947 | [-5,19 -0,71] | 0,010 | -0,412 | [-2,32 1,49] | 0,671 |
| ACE (km) | -0,391 | [-0,57 -0,21] | 0,000 | -0,008 | [-0,15 0,16] | 0,924 |
| Rail (binaire) | -0,709 | [-3,01 1,59] | 0,546 | 0,703 | [-1,26 2,66] | 0,482 |
| IEI (%) | -0,058 | [-0,08 -0,04] | 0,000 | -0,008 | [-0,03 0,01] | 0,480 |
| FaibRev (%) | | | | -0,241 | [-0,29 -0,19] | 0,000 |
| LMaLE (%) | | | | 0,039 | [0,02 0,06] | 0,001 |
| ParEtuUniv (%) | | | | 0,203 | [0,17 0,23] | 0,000 |
| SerEnfDif (%) | | | | -0,229 | [-0,30 -0,16] | 0,000 |
| R ² | 0,049 | | | 0,340 | | |
| R ² ajusté | 0,045 | | | 0,335 | | |
| AIC | 8476 | | | 7888 | | |

^a Intervalle de confiance du coefficient à 95%.

Tableau 3.4 : Résultats des modèles de régression pour la réussite scolaire en écriture

| Variable dépendante : écriture en 3 ^e année (n = 1252) | | | | | | |
|---|------------|---------------------|-------|------------|---------------------|-------|
| | Modèle E3A | | | Modèle E3B | | |
| | Coef. | IC 95% ^a | P | Coef. | IC 95% ^a | P |
| Constante | 79,559 | [78,36 -80,76] | 0,000 | 71,844 | [68,21 75,48] | 0,000 |
| NEF25 | -3,306 | [-5,91 -0,71] | 0,013 | -1,106 | [-3,55 1,34] | 0,374 |
| ACE (km) | -0,173 | [-0,42 -0,07] | 0,164 | 0,145 | [-0,09 0,38] | 0,220 |
| Rail (binaire) | -4,967 | [-7,98 -1,96] | 0,001 | -3,499 | [-6,33 -0,67] | 0,015 |
| IEI (%) | -0,100 | [-0,13 -0,07] | 0,000 | -0,064 | [-0,09 -0,03] | 0,000 |
| FaibRev (%) | | | | -0,182 | [-0,25 -0,11] | 0,000 |
| LMaLE (%) | | | | 0,023 | [-0,01 0,06] | 0,161 |
| ParEtuUniv (%) | | | | 0,202 | [0,16 0,25] | 0,000 |
| SerEnfDif (%) | | | | -0,218 | [-0,33 -0,11] | 0,000 |
| R ² | 0,047 | | | 0,186 | | |
| R ² ajusté | 0,044 | | | 0,181 | | |
| AIC | 10150 | | | 9701 | | |
| Variable dépendante : écriture 6 ^e année (n = 1132) | | | | | | |
| | Modèle E6A | | | Modèle E6B | | |
| | Coef. | IC 95% ^a | P | Coef. | IC 95% ^a | P |
| Constante | 87,338 | [86,40 88,28] | 0,000 | 78,891 | [76,16 81,62] | 0,000 |
| NEF25 | -2,636 | [-4,97 -0,31] | 0,027 | -0,226 | [-2,25 1,80] | 0,827 |
| ACE (km) | -0,374 | [-0,56 -0,19] | 0,000 | 0,010 | [-0,16 0,18] | 0,908 |
| Rail (binaire) | -0,903 | [-3,30 1,49] | 0,460 | 0,486 | [-1,60 2,57] | 0,648 |
| IEI (%) | -0,083 | [-0,11 -0,06] | 0,000 | -0,037 | [-0,06 -0,01] | 0,001 |
| FaibRev (%) | | | | -0,212 | [-0,27 -0,16] | 0,000 |
| LMaLE (%) | | | | 0,046 | [0,02 0,07] | 0,000 |
| ParEtuUniv (%) | | | | 0,204 | [0,17 0,24] | 0,000 |
| SerEnfDif (%) | | | | -0,233 | [-0,30 -0,16] | 0,000 |
| R ² | 0,063 | | | 0,315 | | |
| R ² ajusté | 0,060 | | | 0,310 | | |
| AIC | 8565 | | | 8026 | | |

^a Intervalle de confiance du coefficient à 95%.

Tableau 3.5 : Résultats des modèles de régression pour la réussite scolaire en mathématique

| Variable dépendante : mathématique en 3 ^e année (n = 1285) | | | | | | |
|---|------------|---------------------|-------|------------|---------------------|-------|
| | Modèle M3A | | | Modèle M3B | | |
| | Coef. | IC 95% ^a | P | Coef. | IC 95% ^a | P |
| Constante | 67,722 | [66,34 69,11] | 0,000 | 52,097 | [48,34 55,85] | 0,000 |
| NEF25 | -5,833 | [-8,90 -2,77] | 0,000 | -1,795 | [-4,37 0,78] | 0,171 |
| ACE (km) | -0,393 | [-0,68 -0,11] | 0,007 | 0,158 | [-0,08 0,40] | 0,200 |
| Rail (binaire) | -4,539 | [-7,98 -1,10] | 0,010 | -1,644 | [-4,54 1,26] | 0,266 |
| IEI (%) | -0,084 | [-0,12 -0,05] | 0,000 | -0,017 | [-0,05 0,01] | 0,294 |
| FaibRev (%) | | | | -0,303 | [-0,37 -0,23] | 0,000 |
| LMaLE (%) | | | | 0,067 | [0,03 0,10] | 0,000 |
| ParEtuUniv (%) | | | | 0,363 | [0,32 0,41] | 0,000 |
| SerEnfDif (%) | | | | -0,383 | [-0,49 -0,27] | 0,000 |
| R ² | 0,039 | | | 0,349 | | |
| R ² ajusté | 0,036 | | | 0,345 | | |
| AIC | 10821 | | | 10066 | | |

| Variable dépendante : mathématique en 6 ^e année (n = 1131) | | | | | | |
|---|------------|---------------------|-------|------------|---------------------|-------|
| | Modèle M6A | | | Modèle M6B | | |
| | Coef. | IC 95% ^a | P | Coef. | IC 95% ^a | P |
| Constante | 57,618 | [55,93 -59,31] | 0,000 | 33,135 | [28,22 38,05] | 0,000 |
| NEF25 | -6,081 | [-10,27 -1,89] | 0,004 | -2,648 | [-6,30 1,00] | 0,154 |
| ACE (km) | -0,514 | [-0,85 -0,18] | 0,003 | 0,048 | [-0,25 0,35] | 0,753 |
| Rail (binaire) | -1,654 | [-5,96 2,65] | 0,451 | 0,714 | [-3,04 4,47] | 0,709 |
| IEI (%) | -0,081 | [-0,12 -0,04] | 0,000 | -0,018 | [-0,06 0,02] | 0,395 |
| FaibRev (%) | | | | -0,319 | [-0,42 -0,22] | 0,000 |
| LMaLE (%) | | | | 0,192 | [0,15 0,23] | 0,000 |
| ParEtuUniv (%) | | | | 0,401 | [0,34 0,46] | 0,000 |
| SerEnfDif (%) | | | | -0,194 | [-0,32 -0,06] | 0,000 |
| R ² | 0,031 | | | 0,287 | | |
| R ² ajusté | 0,027 | | | 0,282 | | |
| AIC | 9884 | | | 9319 | | |

^a Intervalle de confiance du coefficient à 95%.

3.6. Discussion

3.6.1. Une situation doublement inéquitable pour les écoles primaires desservant une forte proportion d'enfants issus de milieux défavorisés

À la lumière des résultats, cette étude montre que les enfants scolarisés dans les écoles primaires exposées à des niveaux élevés de bruit aérien dans la RMR de Toronto sont issus de milieux plus défavorisés et ont plus souvent une langue maternelle autre que la langue d'enseignement. Nos résultats vont ainsi dans le même sens que ceux de Collins, Grineski et Nadybal (2019) aux États-

Unis et dans une moindre mesure ceux de Haines et al. (2002) à Londres. La dimension géographique peut-être un élément d'explication. À l'intérieur de la zone NEF 25 (251,3 km²), on retrouve à la fois des secteurs nantis mais aussi défavorisés. Les secteurs mieux nantis sont situés dans la première et la seconde couronne de banlieue telle que la partie sud-ouest d'Etobicoke à Toronto (les quartiers Eringate et Markland, par exemple), la partie nord de Mississauga (le district Meadowvale village), mais aussi dans la partie est et plus rurale de Brampton. En ce qui a trait des secteurs défavorisés, ces derniers sont situés dans la première couronne de banlieue (le sud de Brampton, l'est de Mississauga et le nord-ouest de Toronto – le quartier Jane and Finch et la partie nord d'Etobicoke soit le district de Rexdale). Ces secteurs résidentiels suburbains se caractérisent par une présence importante d'immeubles d'appartement de grande dimension accueillant principalement des ménages à faible revenu et des immigrants (Walks et Bourne 2006).

À cela, s'ajoute le fait que les établissements scolaires sont en moins bon état dans la zone NEF 25 par rapport au reste de la zone d'étude. En effet, selon le test de Student, les écoles primaires situées dans la zone NEF 25 ont un IEI plus élevé (30%) que dans le reste de la RMR (26,1%), soit une différence significative de 3,9 points de pourcentage ($p = 0,039$). Cela peut s'expliquer, en partie, par l'âge moyen plutôt élevé des bâtiments scolaires en Ontario (38 ans) et par la baisse des investissements dans les infrastructures scolaires entre les années 1980 et 2000, ce qui a contribué à la hausse de l'indice de l'état des installations (IEI) (Ontario Ministry of Education 2017a). Nos résultats relèvent ainsi l'existence d'une double iniquité potentielle en termes d'exposition au bruit aérien puisque les enfants issus de milieux défavorisés et de langue maternelle autre que celle d'enseignement sont plus largement surreprésentés dans les écoles primaires situées dans la zone NEF 25 et que ces dernières sont en moins bon état dans cette zone par rapport à l'ensemble des écoles primaires de la RMR de Toronto. À notre connaissance, de tels résultats n'ont pas été démontrés à ce jour dans le contexte canadien. Par ailleurs, une récente étude menée dans la municipalité de Toronto montre que durant les trajets scolaires des enfants à Toronto, ces derniers sont disproportionnellement exposés aux particules ultrafines lorsqu'ils proviennent de ménages à faible revenu et de population d'immigrants (Elford et Adams 2021). L'iniquité est d'autant plus forte dans les secteurs limitrophes à l'aéroport international Lester B. Pearson (nord-ouest de la ville de Toronto). Les auteurs suggèrent que l'activité aéroportuaire est une des principales causes des émissions de particules ultrafines dans la région torontoise. À l'avenir, il serait donc intéressant de prendre en compte plusieurs sources de pollutions afin de prévenir le cumul d'iniquité.

3.6.2. Une situation contrastée en termes de réussite scolaire

Les écoles localisées dans la zone NEF 25 présentent des niveaux de réussite scolaire plus faibles que dans la RMR de Toronto. Toutefois, une fois contrôlés les autres sources de bruit environnemental, la qualité du bâtiment et les facteurs socioéconomiques, cette association n'est plus significative. Cela corrobore d'ailleurs les résultats de Haines et al. (2002) à Londres.

Le mauvais état du bâtiment semble également avoir un impact sur la réussite scolaire en lecture et en écriture. Ces résultats vont dans le même sens que ceux de Sharp et al. (2014) démontrant que les écoles bénéficiant d'une insonorisation acoustique ont des moyennes aux tests en mathématique et en lecture significativement supérieures à celles sans insonorisation. Les installations plus anciennes et en mauvais état présentent souvent des problèmes liés à l'isolation thermique et sonore, car ces composants sont généralement absents ou de moindre qualité dans les bâtiments plus anciens (Earthman 2002).

Aussi, les écoles où les proportions d'enfants issus de milieux défavorisés et d'enfants ayant des besoins éducatifs spéciaux sont plus élevés ont des niveaux de réussite scolaire plus faibles en littérature, écriture et en mathématique. À l'inverse, plus il y a d'enfants issus de milieux fortement scolarisés au sein de l'école, plus la réussite scolaire en lecture, écriture et en mathématique est élevée. Ces résultats soulignent que les élèves vivant dans les milieux défavorisés ont plus de difficulté scolaire, des constats déjà avancés dans la littérature (Nieuwenhuis et Hooimeijer 2016). Au Canada, des chercheurs dans le domaine de l'éducation rappellent que la pauvreté est souvent associée à un déficit de capital culturel qui a un impact négatif sur la réussite ou la performance scolaire (Ledent et al. 2013; Mc Andrew et al. 2011). En revanche, le pourcentage au niveau de l'école d'enfants dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement est associée positivement et significativement au taux de réussite scolaire en lecture, écriture et en mathématique. Là encore, ce résultat va dans la même direction que ceux des travaux de Ledent et al. (2013) et de McAndrew et al. (2011) sur la performance académique et la diplomation d'élèves au secondaire à Montréal, Toronto et Vancouver; ces auteurs concluaient que « les non-locuteurs de la langue dominante performant mieux que les locuteurs de cette même langue » (Ledent et al. 2013 :35).

3.6.3. Les limites de la recherche

Il convient ici de signaler certaines limites inhérentes à cette étude. Cette recherche repose sur l'utilisation des courbes NEF qui ne sont pas des mesures d'exposition, mais bien des prévisions du niveau de gêne sonore. Les courbes NEF n'indiquent pas les niveaux d'exposition réelle des écoliers pendant les heures de classe. Par ailleurs, étant donné que ce sont des prévisions, il se peut que les courbes NEF utilisées dans cette étude surestiment ou sous-estiment les niveaux de gêne sonore associés au trafic actuel.

Une autre limite réside dans l'utilisation de nos deux indicateurs de bruit routier et ferroviaire. En effet, d'autres sources de bruit potentielles, telles que les industries auraient pu être prises en compte. Aussi, nous avons considéré un rayon de 300 mètres autour de chaque école primaire pour calculer la concentration des tronçons routiers et ferroviaires comme proxy du bruit. Dès lors, nous n'avons pas considéré les niveaux d'exposition réelle des écoliers et à toutes les sources potentielles de bruit pendant une période donnée. Cela introduit une certaine imprécision dans nos estimations du bruit à l'école. Il serait donc intéressant dans les futures études d'utiliser des mesures d'exposition à partir d'appareils de mesure de bruit en temps réel.

En ce qui concerne l'indice de l'état des installations (IEI), une des contraintes de cet indicateur est qu'il n'indique pas précisément si les bâtiments ont des lacunes en matière d'isolation phonique (indice basé sur une évaluation visuelle). Dans le futur, il pourrait donc être intéressant de mener des mesures plus précises à ce sujet.

Enfin, comme pour les travaux de Green, Pasternack et Shore (1982) et Sharp et al. (2014), notre étude n'est pas basée sur des données individuelles sur la réussite scolaire qui sont difficilement accessibles, mais sur des données agrégées au niveau des écoles primaires. Dès lors, il se peut que les données au niveau des écoles ne soient pas parfaitement représentatives de la réalité. C'est notamment le cas pour les données relatives au niveau de réussite scolaire de l'Office de la qualité et de la responsabilité en éducation (OQRE), certains résultats n'étant pas diffusés en raison d'un nombre limité de participants par école. En effet, l'information sur la réussite scolaire des élèves n'est pas disponible si moins de 10 élèves ont participé à l'évaluation.

Nous avons pu démontrer que les écoles primaires localisées dans la zone NEF 25 présentent des taux de réussite plus faibles. Rappelons toutefois qu'une association obtenue avec des données agrégées ne peut pas nous permettre de conclure à une influence directe au niveau individuel, car l'agrégation des données entraîne une perte d'information. Cette erreur d'interprétation dite erreur écologique (*ecological fallacy*) tend à laisser penser que les

associations entre les groupes s'appliquent à chaque individu (Robinson 1950). Nos résultats gagneraient à être corroborés à partir d'analyses reposant sur des données individuelles.

3.7. Conclusion

Dans cet article, nous avons posé un diagnostic d'équité environnementale à l'égard des écoles primaires quant aux niveaux de bruit aérien. Les résultats obtenus à Toronto démontrent que les écoles primaires avec des niveaux plus élevés de bruit aérien – c'est-à-dire localisées dans la zone NEF 25 – accueillent une clientèle plus souvent issue de milieux défavorisés et dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement. En outre, leurs bâtiments présentent des indices de qualité plus faibles. Concernant la réussite scolaire, les écoles localisées dans la zone NEF présentent des taux de réussite significativement plus faibles en lecture, écriture et mathématique en 3^e et 6^e année du primaire. Par contre, une fois contrôlées les caractéristiques sociodémographiques, le bruit aérien n'est plus significativement associé à des taux de réussite plus faibles.

Les écoles dans la zone NEF 25 pourraient faire l'objet d'un ciblage particulier, et ce, afin de mettre en place des mesures de surveillance et de mitigation du bruit, notamment aérien. D'une part, il conviendrait de mesurer précisément les niveaux de bruit à l'aide de sonomètre sur la cour d'école et dans les salles de classe. D'autre part, des investissements pourraient être consacrés à l'amélioration de l'isolation phonique des bâtiments scolaires lorsque nécessaire. À cet effet, Transports Canada peut sanctionner les exploitants d'aéronefs qui ne se conforme pas aux restrictions acoustiques d'utilisation et aux procédures d'atténuation du bruit. Ces dernières sont publiées par NAV Canada dans le Canada Air Pilot et le Supplément de vol (publications à jour tous les 56 jours). « Les sanctions pour la violation de ces restrictions et procédures peuvent s'élever de 5000 \$ pour une personne et à 25 000 \$ pour une entreprise » (Transports Canada 2018). Ces contraventions pourraient servir à financer l'amélioration de l'isolation phonique des bâtiments scolaires.

Financement : Cette recherche a été financée par la Chaire de recherche du Canada en équité environnementale (950-230813) et le Fond de Recherche Société et Culture Québec.

CHAPITRE 4 : ARTICLE 3 – AIRCRAFT NOISE AND ENVIRONMENTAL EQUITY IN MONTRÉAL: A COMPARISON OF NOISE INDICATORS AND AN ANALYSIS OF THE IMPACT OF COVID-19

Formulaire d'inclusion d'un article dans une thèse de doctorat

1. Identification de l'étudiant

Nom, Prénom : AUDRIN, Thomas

2. Description de l'article

| | |
|------------------------------|--|
| Titre : | Aircraft noise and environmental equity in Montreal: A comparison of noise indicators |
| Nom des auteurs : | Thomas Audrin, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin |
| Revue avec comité de lecture | Transportation Research Part D |
| État du cheminement : | <input checked="" type="checkbox"/> Publié date de publication : 27 avril 2022 <input type="checkbox"/> Sous presse <input type="checkbox"/> Accepté moyennant modifications <input type="checkbox"/> Soumis |
| Résumé* | <p>From an environmental equity perspective, the aim of this paper is twofold. First, we want to verify to what extent vulnerable population groups resided in areas exposed to high levels of aircraft noise before and during the COVID-19 pandemic (2019 and 2020) in the Montréal census metropolitan area. Second, we want to identify whether the use of an aircraft noise indicator rather than another generates significant variations in the results and consequently in terms of affected areas and populations.</p> <p>From the web-application IMPACT, we model aircraft noise contours from three cumulative (L_{den}, L_{dn}, $L_{aeq,24h}$) and a single-event (L_{Amax}) metrics. The model's input data are retrieved by a website for flight tracking. Next, four variables are extracted from the 2016 Statistics Canada census at a fine scale level (dissemination areas): that is, the percentages of low-income individuals, visible minorities, children under 15 years old, and individuals aged 65 and over.</p> <p>The results show a significant drop in population exposed to aircraft noise in 2020 compared to 2019. In addition, the estimates of populations impacted by aircraft noise differ from one indicator to the</p> |

| | |
|--|---|
| | <p>next. The logistic regression models indicate that the inequities are not consistent between cumulative and single-event metrics.</p> <p>Dans une perspective d'équité environnementale, l'objectif de cet article est double. Premièrement, nous voulons vérifier dans quelle mesure les groupes de population vulnérables résident dans des zones exposées à des niveaux élevés de bruit aérien avant et pendant la pandémie de COVID-19 (2019 et 2020) dans la région métropolitaine de recensement de Montréal. Dans un deuxième temps, nous voulons identifier si l'utilisation d'un indicateur de bruit aérien plutôt qu'un autre génère des variations significatives dans les résultats et par conséquent en termes de zones et de populations affectées.</p> <p>À partir de l'application Web IMPACT, nous modélisons les contours de bruit des avions à partir de trois types d'indicateurs énergétiques (L_{den}, L_{dn}, $L_{aeq,24h}$) et d'un indicateur événementiel (L_{Amax}). Les données d'entrée du modèle sont récupérées à partir d'un site Web de suivi des vols en temps réel. Ensuite, quatre variables sont extraites du recensement de 2016 de Statistique Canada à un niveau d'échelle fine (aires de diffusion) : c'est-à-dire les pourcentages de personnes à faible revenu, de minorités visibles, d'enfants de moins de 15 ans et de personnes âgées de 65 ans et plus.</p> <p>Les résultats montrent une baisse significative de la population exposée au bruit des avions en 2020 par rapport à 2019. De plus, les estimations des populations impactées par le bruit des avions diffèrent d'un indicateur à l'autre. Les modèles de régression logistique indiquent que les iniquités ne sont pas cohérentes entre les indicateurs énergétiques et événementiels.</p> |
|--|---|

3. Contribution de chaque coauteur

Pour un article à plusieurs auteurs, veuillez détailler la contribution de chacun.

| Identification du coauteur | Description de la contribution |
|-------------------------------------|--|
| Thomas Audrin | Revue de littérature, collecte et structuration des données, analyses cartographiques et statistiques, rédaction de l'article. |
| Philippe Apparicio (Directeur) | Révision des données, participation à la structuration et à l'analyse des données, nombreuses révisions de l'article. |
| Anne-Marie Séguin (Codirectrice) | Nombreuses révisions de l'article. |

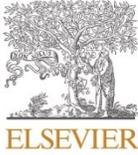
4. Déclaration

À titre de coauteur de l'article mentionné ci-haut, j'autorise Thomas Audrin à intégrer l'article dans sa thèse de doctorat.

| Coauteur(e) | Signature | Date |
|--------------------|---|------------|
| Thomas Audrin |  | 04-11-2021 |
| Philippe Apparicio |  | 04-11-2021 |
| Anne-Marie Séguin |  | 04-11-2021 |

Référence complètes de l'article :

Audrin, Thomas, Apparicio Philippe et Anne-Marie Séguin. 2022. « Aircraft noise and environmental equity in Montréal: A comparison of noise indicators and an analysis of the impacts of COVID-19. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 106: 1-16, doi: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103274>



Contents lists available at ScienceDirect

Transportation Research Part D

journal homepage: www.elsevier.com/locate/trd

Aircraft noise and environmental equity in Montréal: A comparison of noise indicators and an analysis of the impacts of COVID-19

Thomas Audrin, Philippe Apparicio^{*}, Anne-Marie Séguin

Institut National de la recherche scientifique, 385 rue Sherbrooke Est, Montréal H2X 1E3, Canada

ARTICLE INFO

Keywords:

Aircraft noise
Environmental equity
COVID-19
Noise indicators
Web data
GIS

ABSTRACT

From an environmental equity perspective, the aim of this paper is twofold. First, we want to verify to what extent vulnerable population groups resided in areas exposed to high levels of aircraft noise before and during the COVID-19 pandemic (2019 and 2020) in the Montréal census metropolitan area. Second, we want to identify whether the use of an aircraft noise indicator rather than another generates significant variations in the results and consequently in terms of affected areas and populations.

With the IMPACT web-application, we model aircraft noise contours from three cumulative (L_{den} , L_{dn} , $L_{aeq,24h}$) and a single-event (L_{Amax}) metrics. The model's input data are retrieved by a website for flight tracking. Next, four variables are extracted from the 2016 Statistics Canada census at a fine scale level (dissemination areas): that is, the percentages of low-income individuals, visible minorities, children under 15 years old, and individuals aged 65 and over.

The results show a significant drop in population exposed to aircraft noise in 2020 compared to 2019. In addition, the estimates of populations impacted by aircraft noise differ from one indicator to the next. The logistic regression models indicate that the inequities are inconsistent between cumulative and single-event metrics.

1. Introduction

Aircraft noise is considered to be the most annoying of disturbances compared to road and railway noises (Babisch et al., 2009; Miedema and Oudshoorn, 2001). Its impacts on health are now well known: psychological disturbance and stress (Stansfeld and Matheson, 2003), sleep disorders (Basner et al., 2017), increased cognitive difficulties (Clark et al., 2012), and even risks of arterial hypertension and cardiovascular diseases (Correia et al., 2013). Some population groups are more vulnerable to noise. A chronic exposure to high levels of aircraft noise can affect children's cognitive development (e.g., learning difficulties, reduced cognitive functions, and concentration difficulties) (Basner et al., 2017). Seniors are more sensitive to the effects of noise in their residential environment due to their physiological characteristics, but also because of more reduced mobility and more time spent at home (Li et al., 2021; Muzet, 2007). Thus, when they live in spaces where noise levels are high, they are at greater risk of developing cardiovascular diseases (Correia et al., 2013; Van Kamp and Davies, 2013).

These past years, the continuous increase in air traffic and the ensuing consequences on health and quality of life in terms of

^{*} Corresponding author.

E-mail addresses: philippe.apparicio@ucs.inrs.ca, philippe.apparicio@inrs.ca (P. Apparicio).

<https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103274>

Received 6 October 2021; Received in revised form 4 April 2022; Accepted 5 April 2022

1361-9209/© 2022 Published by Elsevier Ltd.

Nomenclature

Acronyms

| | |
|----------------|---|
| ADS-B | Automatic Dependent Surveillance – Broadcast |
| ADM | Aéroports de Montréal |
| AEDT | Aviation Environmental Design Tool |
| ANCON | Aircraft Noise Contour |
| ANEF | Australian Noise Exposure Forecast |
| ANP | Aircraft Noise and Performance |
| CMA | Census Metropolitan Area |
| COVID-19 | Coronavirus Disease 2019 |
| DA | Dissemination Area |
| DB | Dissemination Block |
| dB(A) | A-weighted decibels |
| ECAC | European Civil Aviation Conference |
| EPNL | Effective Perceived Noise Level |
| EU | European Union |
| EUROCONTROL | European Organization for the Safety of Air Navigation |
| FAA | Federal Aviation Administration |
| GIS | Geographic Information System |
| ICAO | International Civil Aviation Organization |
| IMPACT | Integrated Aircraft Noise and Emission Modelling Platform |
| $L_{Aeq,T}$ | A-weighted equivalent continuous sound level |
| L_{Amax} | Maximum A-weighted sound pressure level |
| L_{den} | Day-evening-night noise level |
| L_{dn} / DNL | Day-night average sound level |
| L_n | Night noise level |
| NAT | Number Above Threshold |
| NDP | Noise Disturbance Plans |
| NEF | Noise Exposure Forecast |
| NEP | Noise Exposure Plans |
| NPD | Noise-Power-Distance |
| OR | Odds Ratio |
| SEL | Sound Exposure Level |
| SNM | Strategic Noise Map |
| UK | United Kingdom |
| US | United States |
| WHO | World Health Organization |

4.1. Introduction

Aircraft noise is considered to be the most annoying of disturbances compared to road and railway noises (Miedema et Oudshoorn 2001; Babisch et al. 2009) . Its impacts on health are now well known: psychological disturbance and stress (Stansfeld et Matheson 2003), sleep disorders (Basner et al. 2017), increased cognitive difficulties (Clark et al. 2012), and even risks of arterial hypertension and cardiovascular diseases (Correia et al. 2013). Some population groups are more vulnerable to noise. A chronic exposure to high levels of aircraft noise can affect children's cognitive development (e.g., learning difficulties, reduced cognitive functions, and concentration

difficulties) (Basner et al. 2017). Seniors are more sensitive to the effects of noise in their residential environment due to their physiological characteristics, but also because of more reduced mobility and more time spent at home (Muzet 2007; Li et al. 2021). Thus, when they live in spaces where noise levels are high, they are at greater risk of developing cardiovascular diseases (Correia et al. 2013; Van Kamp et Davies 2013).

These past years, the continuous increase in air traffic and the ensuing consequences on health and quality of life in terms of pollutant emissions generate serious concerns expressed by residents living close to airports (Van den Berg, Verhagen et Uitenbroek 2015; Baudin et al. 2018). However, at the close of 2019, the situation radically changed with the COVID-19 global pandemic having a huge impact on air travel (Suau-Sanchez, Voltes-Dorta et Cugueró-Escofet 2020). Lockdown measures, border shutdowns, and travel restrictions implemented in many countries to curb the spread of the virus interrupted travel, entailing a drastic decrease of air passenger traffic. In 2020, the regular global passenger traffic (international and national) decreased by 60% compared to 2019 (ICAO 2021). Apart from freight air traffic which remained relatively stable, the sudden drop in air passenger traffic comes with a reduction of noise emissions in the vicinity of major airports. For example, in France, during the first lockdown (March to May 2020), the reduction in noise levels around the Paris-Charles-de-Gaulle airport reached an average of 21.8 dB(A) L_{den} and 24.4 dB(A) L_{dn} compared to the usual situation (Bruitparif 2020). Also, during some weeks, the decrease in noise related to the reduction of air traffic reached 30 dB(A) L_{den} in the vicinity of major airports in the Île-de-France region (Paris-Charles-de-Gaulle, Paris-Orly, and Paris-Le Bourget).

Due to the exceptional COVID-19 context, this study focuses on the representation of vulnerable groups affected by aircraft noise in their residential environment before and during the COVID-19 pandemic (2019 and 2020) in the Montréal census metropolitan area (CMA). This research will also emphasize the use of numerous noise indicators to characterize aircraft noise.

4.2. Literature review

4.2.1. Environmental equity and aircraft noise

The concept of environmental equity is based on three dimensions of justice (Schlosberg 2007; Walker 2012): procedural justice referring to the role of various groups composing a society in the decisional processes; recognition justice assuming respect for these groups and refusing

contempt for certain social categories; distributional justice or environmental equity which focuses on the distribution or sharing of beneficial elements (resources) and negative elements (sources of risk) in relation to the location of specific population groups (defined according to age, income, or ethnic belonging). In this study, we focus on this last dimension.

Among the work conducted on aircraft noise, cross-sectional studies have shown that low-income households and certain ethno-cultural communities (Hispanic, Black, or Asian) are subject to disproportionate exposure to high levels of aircraft noise in their residential area. This was shown in Saint-Louis (United States) (Most, Sengupta et Burgener 2004), Phoenix (United States) (Sobotta, Campbell et Owens 2007), Calgary and Vancouver (Canada) (Audrin et al. 2019) and across the United States (US) (Collins, Nadybal et Grineski 2020). For example, Sobotta, Campbell et Owens (2007) find that on average in Phoenix, the percentage of Hispanic households increases the probability of being exposed to high levels of aircraft noise by 25%. The results of the study by Audrin et al. (2019) show that the greater the increase in the percentage of low-income persons in an area, the higher the probability of being located in a Noise Exposure Forecast (NEF 25 or 30) zone in Calgary and Vancouver. Recently, Collins, Nadybal et Grineski (2020) performed a US national-level analysis of residential noise from road and air transport. Examining exposure to aircraft and road noise separately, the results showed a slight association between high level of aircraft noise and census tracts characterized by lower socioeconomic status. In other words, neighbourhoods with a greater proportion of ethnic minorities (African-American, Hispanic, Asian and Pacific Islander) and with higher deprivation and proportion of renters are disproportionately exposed to aircraft noise ($L_{aeq,24h}$ values greater than or equal to 35 dB(A)). A reverse trend was found in neighbourhoods with a high concentration of white residents. Furthermore, among the rare longitudinal studies, that of Ogneva-Himmelberger et Cooperman (2010) in Boston (United States) reveals that there is an overrepresentation of low-income individuals and Hispanic populations in zones where the levels of aircraft noise are high compared to zones with noise levels that are lower, as much in 1990 as in 2000. In other words, despite the decrease of aircraft noise levels (i.e., size of noise contours) in the vicinity of the Boston Logan International Airport between 1990 and 2000, there was no considerable change in environmental equity patterns.

Paradoxically, other studies found contradictory results that can be explained by methodological choices, and specific geographical, historical, and regulatory contexts. For example, Most, Sengupta et Burgener (2004) analyzed the impacts of spatial scale and population assignment choices regarding exposure to high levels of aircraft noise at the Saint-Louis-Lambert airport

(United States). The authors concluded that results vary significantly depending on methodological choices, which may lead to different findings during a diagnosis of environmental equity. In the Rijnmond region in the Netherlands, Kruize et al. (2007) conclude that wealthier households are overexposed to aircraft noise. Historically in this region, wealthier households reside in the suburbs of Rotterdam, in rural areas, where Rotterdam-La Haye is located. Similar observations were made in Toronto and Montréal, in Canada. A recent study found that low-income populations are slightly more advantaged in terms of exposure to aircraft noise in the metropolitan areas of Toronto and Montréal (Audrin et al. 2019). This situation can be explained by the specific residential geography of these two cities where there are mostly wealthier sectors close to the two airports in the neighbouring suburbs, whereas the mostly disadvantaged populations are concentrated in certain central neighbourhoods.

In contrast, despite their physiological vulnerability to aircraft noise (Basner et al. 2017; M. Kaltenbach, C. Maschke et R. Klinke 2008), seniors as well as children were little accounted for in studies on environmental equity related to aircraft noise in their residential neighbourhood. The study by Audrin et al. (2019) considers these two population groups and covers the four largest Canadian cities (Toronto, Montréal, Vancouver, and Calgary). The study confirms that there is no inequity in exposure to aircraft noise for seniors, whereas there is a slight inequity for children under 15 years of age in Calgary and Toronto. Furthermore, a US national-level study (Collins et al., 2020) referred to these two population groups and the results confirmed that there is no environmental inequity in relation to aircraft noise exposure.

In summary, the equity diagnoses for exposure to aircraft noise vary from one city to the next and from one population group to the next. However, few longitudinal studies have shown an interest in this issue. It is therefore difficult to evaluate if the equity diagnosis varies from one year to the next. From a methodological point of view, there seems to be a lack of attention to the issue of choice of metrics to measure aircraft noise. Yet, in the literature on environmental equity, it has been shown that results can vary significantly depending on methodological choices (Most, Sengupta et Burgener 2004).

4.2.2. Measurement of aircraft noise: A brief review

The noise generated by aircraft is the main annoyance experienced by those living near airports. Controlling noise disturbances in the vicinity of airports is therefore a major issue, but it is a complex one that includes different areas of jurisdiction.

The balanced approach to noise management developed by ICAO (2001b) (International Civil Aviation Organization) is an approach that consists of taking into account various possible measures to reduce aircraft noise disturbances. The principle of the balanced approach is to address issues of noise disturbances generated by aircraft for surrounding neighbourhoods, then analyze the various means available for abatement. Four major means are used: reduction of noise at source by using quieter aircraft, land-use planning and management to limit exposure to noise for populations, use of noise abatement operational procedures (e.g., specific procedures for take-off and landing), and operating restrictions (e.g., specific restrictions for certain types of aircraft or during certain time periods of a day cycle, especially at night).

For research purposes, noise contour maps are widely used to evaluate exposure to aircraft noise for populations. They provide information on the levels of aircraft noise concentration. A noise contour is a line on a map that represents equal levels of noise exposure. Each noise contour is associated to a level of noise measured in A-weighted decibels (dB(A)) to reflect the sensitivity of the human ear's perception to certain frequencies.

Also, the World Health Organization (WHO) recommends an average exposure value to aircraft noise in residential areas of 45 dB(A) L_{den} and 40 dB(A) L_n to limit the adverse effects on health (WHO 2018). However, note that the recent systematic review on aircraft noise Gjestland (2018) recommends an exposure limit of 53 dB(A) L_{den} . Two main types of metrics are used for the evaluation of impact of aircraft noise and the development of maps or boundaries of areas of exposure to aircraft noise: cumulative noise metrics and single-event metrics.

4.2.2.1 Cumulative noise metrics

Cumulative noise metrics take into account the cumulative noise exposure over a specified time limit (daytime, nighttime, full day). Most impact studies use them since they account for noise levels depending on the day; they are largely used in regulation since they measure average noise in the vicinity of an airport over a specific period. The development of these metrics is done with mathematical modelling. In this research, we will use three cumulative noise metrics commonly used outside Canada, that is $L_{Aeq,T}$, L_{den} , and DNL or L_{dn} , whose formulas are indicated in the supplementary material (A1).

The $L_{Aeq,T}$ metric (A-weighted equivalent continuous sound level) corresponds to the level of continuous noise equivalent weighted A. This metric cumulates all noise variations over a time period (T) expressed by dB(A). If solely the passing of an aircraft is of interest to us, the equivalent

level will be measured according to the aircraft's passing. This metric has traditionally been used by the WHO (Berglund, Lindvall et Schwela 1999) and it recommends, regardless of the source of noise, a noise exposure threshold not to exceed 55 dB(A) $L_{Aeq,24h}$, whereas in England, the chosen value is 57 dB(A) $L_{Aeq,16h}$ (CAA 2020).

Metric L_{den} (Day-evening-night noise level) is sound level metric cumulated over a period of 24 hours. It is calculated on the basis of equivalent values of continuous noise measured during three periods: day, evening, and night. Penalties are applied according to the time of day (compared to level during the day with the addition of 5 dB(A) in the evening, and 10 dB(A) at night). This metric is commonly used because it is representative of the disturbance experienced by the noise. For example, in Europe, for environmental noise evaluation and management, the European Environmental Noise Directive 2002/49/EC (European parliament 2002) mandates the use of L_{den} for the development of strategic noise maps (SNM), allowing to evaluate population noise exposure generated by transport. In France, to counter aircraft noise pollution, two types of maps use L_{den} . Noise disturbance plans (NDP) define zones where those residing close to airports may request assistance for soundproofing their residence, and noise exposure plans (NEP) regulate land use around airports. For NEPs and NDPs, many noise zones are generally delimited by noise contours with intervals of 5 dB(A) starting from $L_{den 50}$ (low noise exposure) to $L_{den 70}$ (very loud noise exposure).

DNL or L_{dn} (Day-night average sound level) is like L_{den} . It represents total accumulation of all sound energy uniformly applied over a 24-hour period with a penalty of 10 dB(A) for the night period (10 p.m. to 7 a.m.) This type of metric is used, among others, in the United States to analyze aircraft noise exposure close to airports. The *Federal Aviation Administration* (FAA) has established a threshold of 65 dB(A) L_{dn} , above which aircraft noise has a significant impact on the population and becomes incompatible with residential occupancy (Federal Aviation Administration 1983).

4.2.2.2 Single-event metrics

Event metrics refer to “peak noise levels”. A peak noise can be defined as noise emergence in relation to background noise. This indicator allows to better account for single noise events that present large fluctuations over time, which is particularly relevant for aircraft noise. However, they provide no information on cumulative exposure to noise. Event metrics are mainly used in studies about the effects on sleep and short-term exposure to aircraft noise (Quehl, Mueller et Mendolia

2017; Basner et McGuire 2018). The L_{Amax} (maximum A-weighted sound pressure level) metric corresponds to the maximum intensity associated to passing aircraft. In other words, it can be defined as the highest $L_{aeq,1sec}$ value (Dekoninck 2020). Other measurements refer to single-events, such as EPNL (Effective Perceived Noise Level), SEL (Sound Exposure Level), and NAT (Noise Event Above a Threshold). Note that EPNL and SEL metrics measure total sound exposure during a single aircraft event, while L_{Amax} and NAT metrics measure the maximum level of noise. For example, NA65 corresponds to the number of events whose maximum L_{Amax} level exceeds 65 dB(A). NAT is relatively easy to interpret and is beginning to be used in different countries (Zaporozhets 2016). However, in this study, we will only consider the L_{Amax} metric.

4.2.2.3 Aircraft noise measurements in environmental equity studies

To our knowledge, all studies on environmental equity use cumulative noise indicators for exposure to aircraft noise. More specifically, most studies use the reference indicator of the case study country: L_{den} in Europe (Kruize et al., 2007), L_{dn} and $L_{aeq,24h}$ in the United States (Sobotta et al., 2007; Ogneva-Himmelberger & Cooperman, 2010; Collins et al. 2020). In Canada, NEF was used to measure reference noise (Audrin et al. 2019; Audrin, Apparicio et Séguin 2021). It is important to remember that the NEF index will not be considered in this study for two main reasons. On the one hand, the parameters to measure aircraft noise have not been updated since the 1970's (TRAN 2019). On the other hand, our noise model used in this research does not generate this type of indicator.

In the literature on environmental equity, there is a lack of attention to the use of many indicators to measure aircraft noise. However, in the area of health, a notice from Montréal's department of public health (Canada) used various metrics to evaluate if the noise levels associated with aircraft movement in 2009 at Montréal-Trudeau International Airport exceeded the levels suggested by the WHO, which is 55 dB(A) (Smargiassi et al. 2014). This notice compares NEF, L_{den} , L_{dn} , and the criterion of additional awakening induced by nighttime noise from air traffic at Leipzig/Halle airport (Basner, Samel et Isermann 2006), which is calculated based on L_{Amax} noise levels. It was demonstrated that the choice of the aircraft noise indicator can lead to different results in the estimations of housing units exposed to high levels of aircraft noise.

4.3. Research objectives

In the literature on environmental equity related to aircraft noise, there seems to be a consensus around the fact that results vary from one geographical context to another and according to population groups considered. However, very few studies examine the distribution of aircraft noise disturbances multiple times in a given period of time, which may have consequences on equity patterns. Also, from a methodological point of view, there is little research exploring the impact of choice of aircraft noise indicators used on the results of the environmental equity diagnostic. Thus, it is appropriate to verify to what extent vulnerable population groups studied – low-income individuals, visible minorities, individuals 65 years and over, and children under 15 years old – reside in areas exposed to high levels of aircraft noise before and during the COVID-19 pandemic in the Montréal census metropolitan area, and whether the use of an aircraft noise indicator rather than another generates significant variations in the results and consequently in terms of affected areas and populations.

Four types of indicators – three cumulative noise metrics and one single-event metric – calculated before and during the COVID-19 pandemic will be mobilized to answer this question. Based on various aircraft noise metrics, the objective is to verify if the situation in terms of environmental equity for these four vulnerable groups deteriorated or improved between 2019 and 2020 in the Montréal metropolitan area.

4.4. Methodology

4.4.1. Study area: Montreal census metropolitan area (CMA)

The territory under study is the second largest census metropolitan area (CMA) in Canada, namely, Montréal with a population of 4.10 million in 2016. The proportions of young people under 15 years old, individuals aged 65 and over, low-income individuals, and visible minorities in the CMA are respectively 16.9%, 16.4%, 11.7%, and 22.1%, compared to 11.2%, 16.9%, 14.2%, and 22.3% for Canada as a whole (Statistics Canada 2016). The CMA of Montréal includes the Montréal-Trudeau International Airport (ICAO code: CYUL), which is the fourth largest airport in Canada after Toronto Pearson International Airport (CYYZ), Vancouver (CYVR), and Calgary (CYYC) International Airports. In 2018, 241,442 aircraft movements (Statistics Canada 2018a) were registered, and approximately 18.8 million passengers (Statistics Canada 2018b) were in

transit at Montréal-Trudeau International Airport. It is located southwest on the Island of Montréal in the municipality of Dorval (Fig. 4.1). The airport's bordering neighbourhoods are characterized by both wealthy residential areas located in the southern sector of Dorval and in the east part of the municipality of Pointe-Claire, but also by vast industrial zones to the north and to the east. It must be noted that the Saint-Hubert (CYHY) and Montréal-Mirabel (CYMX) airports, respectively located southeast and north of the metropolitan area (Fig. 4.1), are not considered in this study for two reasons. On the one hand, the Saint-Hubert regional airport accommodates mainly small aircraft used for flight schools. On the other hand, the Montréal-Mirabel airport, mainly used for cargo transport, is located in a rural zone where few people live close to this airport (Fig. 4.1).

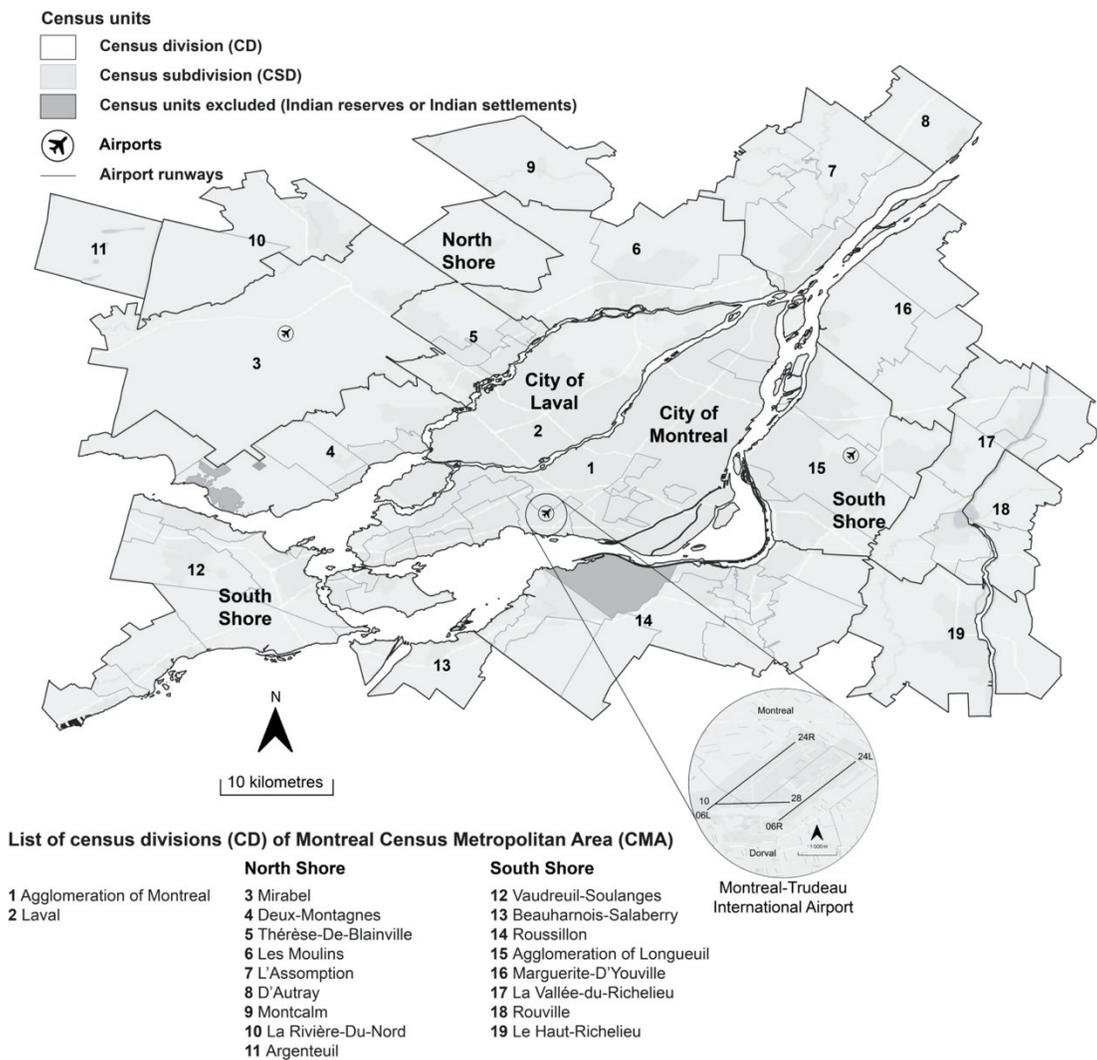


Figure 4.1: Study area

4.4.2. Data and noise indicator

4.4.2.1 Population groups and scale of analysis

Similar to recent work on environmental equity in Montréal (Pham et al. 2012; Apparicio, Séguin et Dubé 2016; Carrier, Apparicio et Séguin 2016; Delaunay et al. 2019; Potvin, Apparicio et Séguin 2019; Audrin et al. 2019), four population groups are considered in this study: low-income individuals (before tax), visible minorities (see definitions in supplementary materials, A2), children under 15 years old, and individuals aged 65 and over. The first two groups are chosen considering their socioeconomic vulnerability, and the last two for their physiological vulnerability to aircraft noise.

The numbers and percentages for these four groups are taken from the Statistics Canada 2016 census for the dissemination area (DA). A DA, comprised of many dissemination blocks (DB), includes a population of 400 to 700, and represents the most specific spatial breakdown for which demographic and socioeconomic data are available.

An analysis at a specific spatial scale is necessary (Chakraborty, Maantay et Brender 2011; Most, Sengupta et Burgener 2004) to provide a precise environmental equity diagnostic. We therefore favour the dissemination block (DB), which is the smallest geographic region for which the population and dwelling counts are available (Statistic Canada 2016). As defined by Statistics Canada (2016), a dissemination block corresponds to a city block delimited on all sides by roads and/or boundaries of standard geographic areas (e.g., census subdivisions that have the same boundaries as municipalities and cities). However, for this breakdown, Statistics Canada only provides three variables: total population, the number of housing units, and households. To solve this problem, many authors (Pham et al. 2012; Carrier, Apparicio et Séguin 2016) propose to simply estimate the numbers in a group that is part of the block, based on the following equation:

$$t_{ij} = t_{ia} \frac{T_j}{T_a}$$

where t_{ij} corresponds to the group i population estimate (low-income individuals, for example) in block j , t_{ia} is population group i in dissemination area a , and T_j and T_a are respectively total population in the block and in the dissemination area.

4.4.2.2 Aircraft noise modelling in the IMPACT web application

To predict the levels of aircraft noise at the Montréal-Trudeau International Airport, we use the web application IMPACT (Integrated Aircraft Noise and Emission Modelling Platform) version 3.36.A (EUROCONTROL 2020) as a noise model. The model's input data are retrieved by a website for flight tracking (Flightradar24). The three following subsections present the IMPACT noise model, input data, and collection procedure.

4.4.2.3 Aircraft noise models

According to Filippone (2014), two categories of noise prediction methods are used: 1) theoretical methods based on physical noise production and dissemination models providing very specific results, but whose input parameters are numerous and require much time for calculation; 2) best practice methods based mainly on empirical models, measurement databases and sub modes contributing to simpler and faster predictions. This last category is widely used by various civil aviation organizations (e.g., AEDT in the US, ANCON model in the UK, and ECAC Doc.29 model in the EU). Our research is based on this second type of method.

The IMPACT version 3.36.A web application by EUROCONTROL (European Organization for the Safety of Air Navigation) is based on a harmonized calculation method for the ICAO and the European Civil Aviation Conference (ECAC) to generate mapping of aircraft noise contours in the vicinity of civil airports (ICAO 2018; ECAC 2016). IMPACT is a best-practice segmentation aircraft noise prediction model that enables calculation of noise levels and contours around airports during a given period of time by superposing the effects of single flight events (departures and arrivals). A further description can be found in the supplementary material (A3). This technique is described in detail in the ECAC Doc.29 Volume 2 (ECAC 2016) and Doc 9911 of the ICAO (2018).

IMPACT can do calculations for many noise metrics during a specified time period, for example $L_{Aeq,24h}$, L_{den} , L_{dn} , and L_{Amax} . Note that in this study, L_{Amax} noise contours are calculated based on daily maximum values of each flight event recorded during a given day. When the model is released, IMPACT delivers noise contours in KML or shapefile formats that can be downloaded to be processed at a later date in a geographical information system (GIS).

4.4.2.4 Airport data collection and processing

In this study, we target the month of August as the reference period for two reasons. First, the month of August, after July, is the time of year when the number of aircraft movements was the highest at Montréal-Trudeau International Airport in 2019 and 2020, with respectively 22,360 and 6,336 flights (Table 4.1). Also, during the summer, people are more susceptible to the negative consequences of aircraft noise on their place of residence because they spend more time outside and open their windows more often. As a result, the interaction of the population with aircraft noise is more important during this time of the year rather than during winter. Due to the unavailability of data for a whole year, we use data over a short period of time, that is, one day of data collection in 2019 and another in 2020. The same procedure was used for Pretto et al. (2019) who modelled aircraft noise contours (L_{den}) of nine European airports based on data collected on a flight tracker site (FlightAware) over a period of one or two days.

For a better comparison, we chose two days with dominant winds northeast (August 14, 2019 and August 14, 2020). In this configuration, take-offs, which are generally noisier, are on runways 06L and 06R (Fig. 4.1) going east of the Island of Montréal (30% of the time (ADM TL 2020a)). Aircraft taking off in this direction pass mostly over urban and residential areas, contrary to runways 24L and 24R (Fig. 4.1), where aircraft take off in the Lac Saint-Louis direction (70% of the time (ADM TL 2020a)). Furthermore, in the summertime, when the air provides less aerodynamic lift, aircraft climb less quickly and fly over territories bordering the airport at low altitude. Thus, compared to a usual situation, the flight trajectories used in the modelling of aircraft noise contours can potentially impact a larger territory and become a disturbance for more individuals.

Table 4.1: Aircraft movements^a at Montréal-Trudeau Airport (CYUL) in August 2019 and 2020

| | Official movements ^b | | |
|--|---------------------------------|-------------|------------------|
| | August 2019 | August 2020 | % Change traffic |
| Total movements (departure, arrival) | 22,360 | 6,336 | -71.66% |
| Domestic movements | 11,816 | 4,707 | -60.16% |
| International movements | 4,155 | 980 | -76.41% |
| Transborder movements | 6,389 | 649 | -89.84% |
| Aircraft movements per runway (%) ^c | | | |
| | August 2019 | August 2020 | Difference |
| | Arrival | | |
| 06R | 1.76% | 17.16% | +15.40 |
| 06L | 18.23% | 0.10% | -18.07 |
| 24R | 38.99% | 3.16% | -35.83 |
| 24L | 41.02% | 79.61% | +38.59 |
| | Departure | | |
| 06R | 17.27% | 17.64% | +0.37 |
| 06L | 4.45% | 0% | -4.45 |
| 24R | 47.48% | 2.77% | -44.71 |
| 24L | 30.80% | 79.59% | +48.79 |

^a According to Statistics Canada, an aircraft movement is defined as a take-off, a landing, or a simulated approach by an aircraft in the NAV Canada Air Traffic Control Manual of Operations (ATC MANOPS). ^b Passenger traffic and aircraft movements (ADMTL 2021). ^c Operational indicator at YUL (ADMTL 2020b).

4.4.2.5 Data required for modelling aircraft noise in IMPACT

In the IMPACT web application, a dataset entry is minimally required to model aircraft noise in the Montréal-Trudeau International Airport vicinity. For each period studied, it is necessary to know the following information: 1) characteristics of the airport (e.g., location of the airport and weather data); 2) orientation of the runways (e.g., geographical coordinates of the runways); 3) flight trajectories (e.g., aircraft positions and flight parameters associated with each movement); 4) flight operations (e.g., number of aircraft for each runway, aircraft model, and type of operation (arrival or departure)).

Information about the characteristics of the airport and orientation of the runways were obtained on the Aéroports de Montréal (ADM) website and Google Maps, and for weather data on Environment Canada’s website. Data on flight trajectories were collected on a flight tracker website, namely FlightRadar24. The flight tracker posts real-time information on aircraft flight tracking. This Internet service collects and interprets data from thousands of ADS-B receptors located throughout the world. An aircraft equipped with an ADS-B transponder will disseminate its position but also information on its flight parameters. However, ADS-B does not provide certain data necessary for the calculation of aircraft noise, in particular flight parameters (e.g., power settings). In the present work, for each aircraft model, we have therefore used the default flight

profiles (arrival or departure) from the ANP (Aircraft Noise and Performance) database offered by IMPACT. The data on flight trajectories were collected from our own ADS-B receptor built from a Raspberry Pi (Flightradar24). Then, the data were exported to CSV and KML formats from the FlightRadar24 site. Recent work has shown that data provided by flight trackers are efficient for the production of noise contour maps based on a model of best practices (Pretto et al. 2019; Pretto et al. 2020). To limit processing time, we deleted flight trajectory points above 10,000 feet. At this altitude, aircraft noise emissions are hardly audible on ground level. We also deleted incomplete or non-compliant flight trajectories. Respectively, this represents 14.49% and 8.96% of flights in 2019 and 2020. In total, 19,416 and 8,307 flight trajectory points were collected respectively on August 14, 2019, and August 14, 2020 (Fig. 4.2).

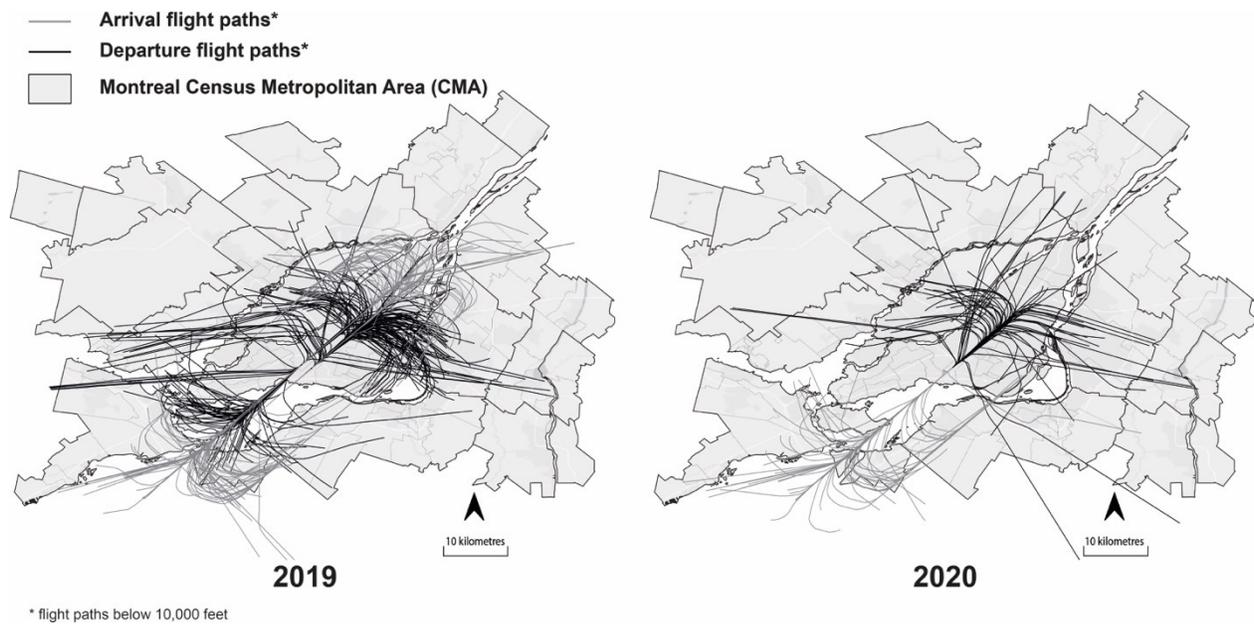


Figure 4.2: Flight paths in Montréal-Trudeau International Airport in 2019 and 2020

Flight operations associated with each aircraft movement provide indication of the aircraft’s flight trajectory: vertical profile, type of aircraft, and associated runway. In total, 366 flight operations for the August 14, 2019 period and 132 for the August 14, 2020 period were identified. As a comparison, 22,360 and 6,338 aircraft movements were recorded in August 2019 and August 2020 respectively by the official data from Montréal-Trudeau International Airport (ADMTL 2021), which represent the average daily traffic of 721 and 204. These differences with our data can partially be explained by the fact that many small planes are not equipped with an ADS-B transponder. Table 4.2 summarizes all flight operations of the two periods being studied.

Table 4.2: Information about the noise model used to generate noise contours at Montréal-Trudeau International Airport (CYUL) in 2019 and 2020

| Parameter | Model movements | | |
|--|---|-----------------|------------------|
| | August 14, 2019 | August 14, 2020 | % Change traffic |
| Total movements download ^a (departure, arrival) | 428 | 145 | -66.1% |
| Movements in the model (departure, arrival) | 366 | 132 | -63.9% |
| Day movements (6 a.m. to 6 p.m.) | 228 | 83 | -63.6% |
| Evening movements (6 p.m. to 10 p.m.) | 109 | 42 | -61.5% |
| Night movements (10 p.m. to 6 a.m.) | 30 | 6 | -80.0% |
| Operational runways | 4 | 1 | -50.0% |
| Prevailing winds ^a | N-NE | N-NE | |
| | Aircraft weight class ^b | | |
| | August 14, 2019 | August 14, 2020 | Difference |
| | (%) | (%) | |
| Small | 0% | 2% | +2 |
| Large | 73% | 73% | 0 |
| Heavy | 27% | 26% | -1 |
| | Aircraft noise chapter ^c | | |
| | August 14, 2019 | August 14, 2020 | Difference |
| | (%) | (%) | |
| Chapter 2 (<1977) | 0% | 2% | +2 |
| Chapter 3 (1977-2006) | 97% | 86% | -11 |
| Chapter 4 (2006-2017) | 3% | 13% | +10 |
| | Stage length (distance to fly in Nm) ^d | | |
| | August 14, 2019 | August 14, 2020 | Difference |
| | (%) | (%) | |
| > 3500 Nm | 8.5% | 6.1% | -2.4 |
| | Aircraft movements per runway (%) | | |
| | August 14, 2019 | August 14, 2020 | Difference |
| | (%) | (%) | |
| | Arrival | | |
| 06R | 0.64% | 46.21% | +45.57 |
| 06L | 53.50% | 0 | -53.50 |
| 24R | 19.75% | 0 | -19.75 |
| 24L | 26.11% | 0 | -26.11 |
| | Departure | | |
| 06R | 59.33% | 53.79% | -5.54 |
| 06L | 11.96% | 0 | -11.96 |
| 24R | 28.23% | 0 | -28.23 |
| 24L | 0.48% | 0 | -0.48 |

^a: Data downloaded in flight tracking websites (Flightradar24) ^b: Wake turbulence separation minima is based on a grouping of aircraft types into three categories according to maximum certified take-off mass (MTOM) as follows: Small (aircraft have a certificated takeoff weight less than 41,000 lb.); Large (aircraft have a certificated takeoff weight between 41,000 lb. (18,600 kg) and 255,500 lb.); Heavy: (any aircraft with takeoff weight more than 255,500 lb. (116,000 kg)). This classification is by the FAA. ^c: Aircraft noise certification according to ICAO regulations, Annex 16, Volume 1. Particularly complex, the higher the chapter on noise, the more stringent the noise standards for aircraft (ICAO 2008). ^d: Trip range in nautical miles (distance to fly). The stage length value is further used by IMPACT to select an associated aircraft default weight from the ANP database.

4.4.3. Statistical analyses

4.4.3.1 Estimation of the population affected by aircraft noise

To provide a precise diagnostic of environmental equity, there should be an estimate of the populations potentially impacted by aircraft noise, that is, those residing in the various aircraft noise contour areas (L_{den} , L_{dn} , $L_{Aeq,24h}$ and L_{Amax}). To this end, we used the dasymetric mapping technique (Mennis 2009). This technique consists of outlining the blocks based on noise contours by considering only the residential portion of each block (based on a land use map or satellite image, for example). We then estimated the populations impacted by multiplying the number of individuals residing in the block by the proportion of residential area of the block included in the noise zone. For example, for a block with a population of 100, where 20% of its territory is in a noise contour of L_{den} 55-60 dB(A) but no residential portion in this part of the block, the total number of individuals impacted by this disturbance will be 0. This technique is implemented in the GIS software, namely QGIS 3.16 (QGIS Development Team 2021).

4.4.3.2 Statistical analyses to measure environmental inequity

To answer our research question, we constructed 30 logistic regression models, respectively 15 models for the year 2019 and 15 models for the year 2020 (a regression model for each noise level - three models for each of the $L_{Aeq,24h}$, L_{den} , L_{dn} indicators, and six models for the L_{Amax} indicator). Statistical analyses were completed with version 4.0.5 of the R software (R Core Team 2013). For these models, the observations took place with the 29,373 urban blocks, the dependent variable being whether or not they were located (1 or 0) within the noise contours of the four indicators (50-60 dB(A) with a class interval of 5 dB(A) for $L_{Aeq,24h}$, L_{den} , and L_{dn} indicators; 65-90 dB(A) with a class interval of 5 dB(A) for L_{Amax}). The independent variables are the percentages of the four population groups for the blocks (low-income individuals, visible minorities, individuals 65 years and over, and children under 15 years old). Thus, the logistic regression models measure the probability that a block is or is not located in an area with a high level of aircraft noise according to the percentages of the four studied groups, for the entire Montréal census metropolitan area.

4.5. Results

4.5.1. A drastic reduction in aircraft noise footprint at Montréal-Trudeau International Airport from 2019 to 2020

Figure 4.3 illustrates the noise contours of the four noise indicators in 2019 and 2020. The evolution of the aircraft noise contour areas of the different noise indicators at the Montréal-Trudeau International Airport in 2019 and 2020 is illustrated in Figure 4.4. As expected, compared to 2019, the sudden drop in air traffic in 2020 caused by the global COVID-19 pandemic resulted in a drastic decrease of noise contour areas. As an example, noise contour areas for L_{den} 55-60 dB(A), L_{dn} 55-60 dB(A), $L_{Aeq,24h}$ 55-60 dB(A), and L_{Amax} 70-75 dB(A) decreased respectively by approximately 77%, 70%, 66%, and 34% during those two years. It is interesting to note that, compared to cumulative noise indicators (L_{den} , L_{dn} and $L_{Aeq,24h}$), the drop is smaller for the L_{Amax} indicator despite higher noise levels. Furthermore, it is noted that the territories impacted by aircraft noise are very different if we compare 2019 to 2020, in particular for the L_{Amax} indicator, where we observe a change in pattern that is quite obvious in the southwest direction (Figure 4.3). On the other hand, for cumulative noise indicators, there is only a decrease in the area. Overall, the L_{Amax} indicator is more sensitive to the total number of movements compared to cumulative noise indicators. Indeed, L_{Amax} noise contour maps were produced by combining the maximum noise level obtained for each flight event. In addition, the reduction of the aircraft noise footprint at Montréal-Trudeau International Airport, regardless of the indicator, can be explained by a differentiated use of the airport's runways in 2019 and 2020. Indeed, in August 2020, only one runway was used (06R-24L) for take-offs and landings, unlike in 2019 where two runways were operational (06R-24L and 06L-24R). As a result, in August 2019, there were more areas overflown

by aircraft compared to 2020, especially east of the airport (i.e., above the city rather than above Lac Saint-Louis).

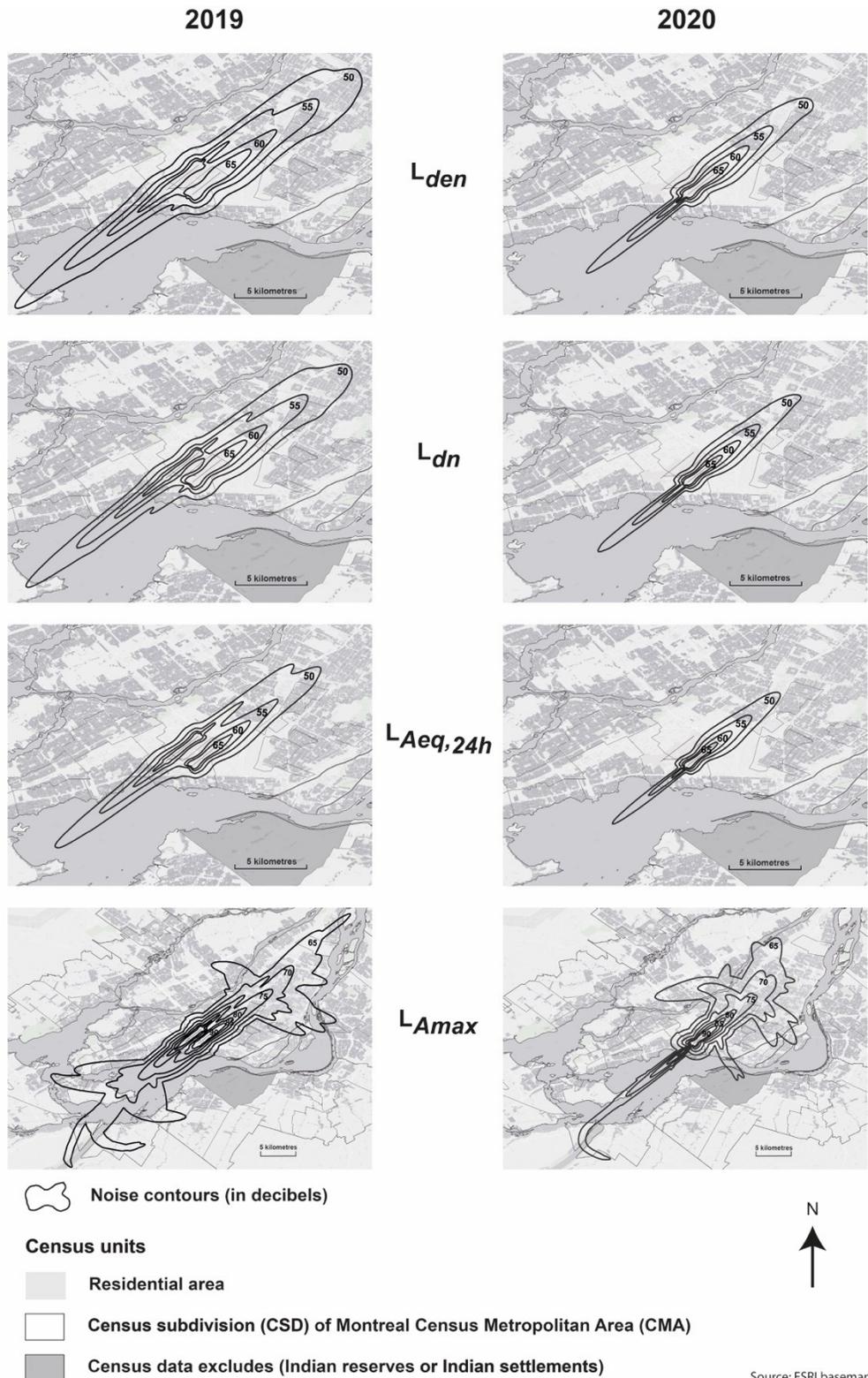


Figure 4.3: Noise contours in 2019 and 2020 for the four noise indicators

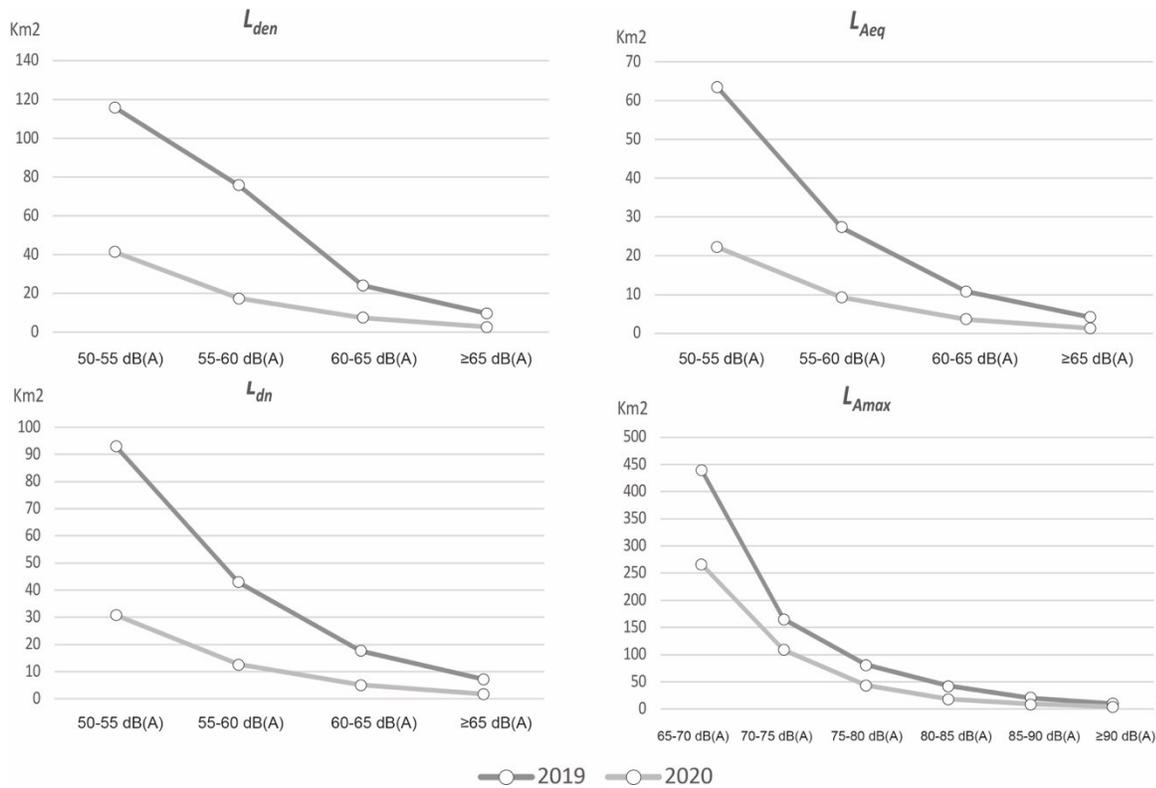


Figure 4.4: Areas of noise contours in 2019 and 2020 according to noise indicators

4.5.2. A decrease in populations exposed to aircraft noise from 2019 to 2020

The noise contour areas of the four noise indicators were weaker in 2020; it is therefore not surprising to find a narrower range of population numbers compared to 2019. The results show a decrease of 78.3%, 82.8%, 84.9%, and 17.9% respectively for noise contours L_{den} 55-60 dB(A), L_{dn} 55-60 dB(A), $L_{Aeq,24h}$ 55-60 dB(A), and L_{Amax} 70-75 dB(A). Compared to the three cumulative indicators for aircraft noise exposure (L_{den} , L_{dn} and $L_{Aeq,24h}$), the high numbers observed for the single-event indicator (L_{Amax}) can be explained by much greater noise contours in 2019 and 2020 (respectively 440 km² and 266 km² for the L_{Amax} 65-70 dB(A) zone, compared to 10 km² and 3 km² for the $L_{den} \geq 65$ dB(A) zone). The estimates are included in Figure 4.5 and in the supplementary material (Tables A1 and A2).

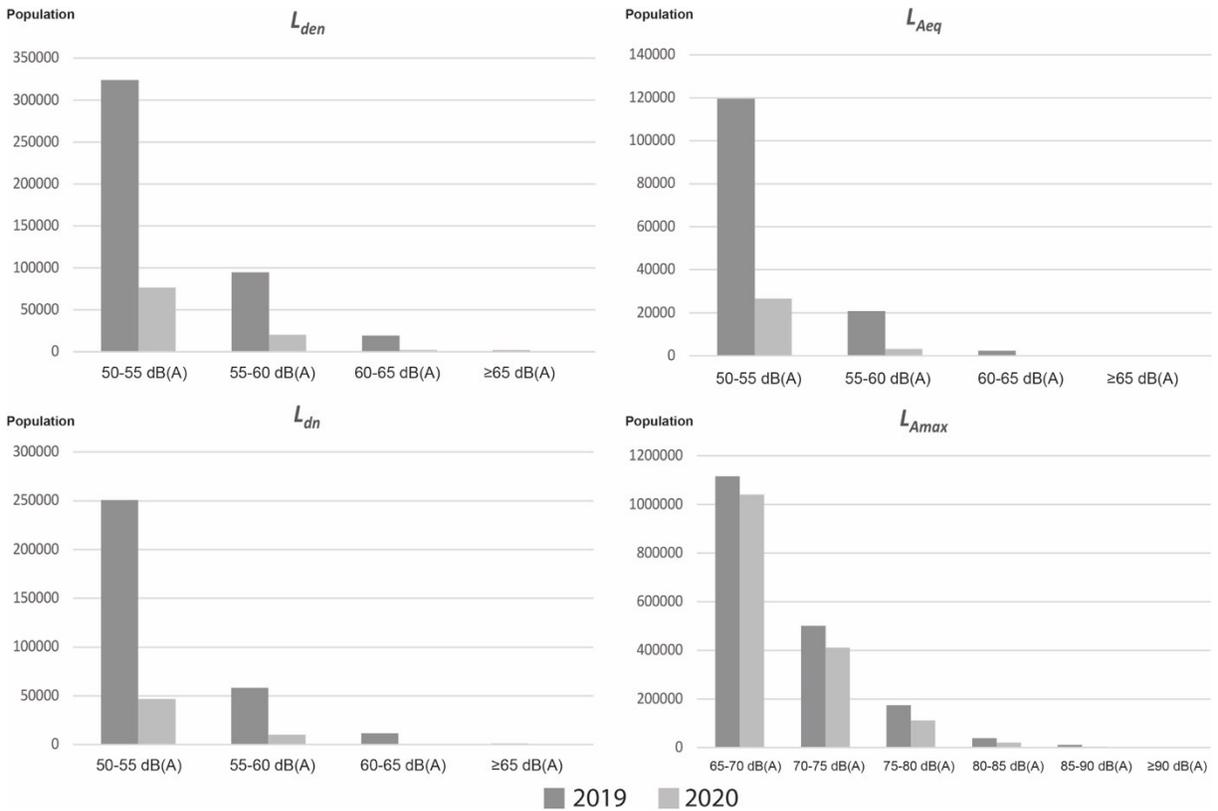


Figure 4.5: Total population according to the noise level of the four indicators in 2019 and 2020

4.5.3. Effect of the reduction in size of the noise contours at Montréal-Trudeau International Airport on environmental equity

The results of the 30 logistic regression models allow us to provide an environmental equity diagnostic for the four groups presented in Table 4.3. Due to lack of space, only the odds ratios (OR) values are reported. Note that the complete output of these models is reported in the supplementary material (Table A3). The odds ratios can be interpreted as follows: an odds ratio greater than 1 indicates a situation of inequity, while an odds ratio less than 1 indicates an advantageous situation. The further the odds ratios are from 1, the greater the effect; values in bold type are significant at $p = 0.05$ (Table 4.3). The results show that environmental equity patterns vary according to type of indicator and noise levels used, but also according to year. That said, the situation of visible minorities is quite different from the other three groups since almost all odds ratios values are significantly greater than 1.

In 2019, visible minorities are in a situation of inequity in all noise contours: L_{den} (OR = 1.038, 1.060, 1.059 for 50-55, 55-60 and ≥ 60 dB(A) models respectively), L_{dn} (OR = 1.042, 1.064 and

1.059), $L_{Aeq,24h}$ (OR = 1.059, 1.059 and 1.049), and L_{Amax} (OR = 1.032, 1.033, 1.049, 1.056, 1.044 and 1.050 for 65-70, 70-75, 75-80, 80-85, 85-90 and ≥ 90 dB(A) respectively). To a lesser extent, this finding also applies to seniors for several noise contours: L_{den} (OR = 1.044 and 1.022 for 55-60 and ≥ 60 dB(A) respectively), L_{dn} (OR = 1.041 and 1.029 for 55-60 and ≥ 60 dB(A) respectively) and $L_{Aeq,24h}$ (OR = 1.036 and 1.018 for 50-55 and 55-60 dB(A) respectively), as well as L_{Amax} (OR = 1.021 for 80-85 dB(A)).

The situation is more complex for two other groups, both favourable and unfavourable depending on indicator and noise level used. Indeed, there are favourable situations for children in several noise contours of the four indicators: L_{den} and L_{dn} (OR = 0.981 and 0.968 for 50-55 dB(A)), $L_{Aeq,24h}$ (OR = 0.957 and 0.847 for 55-60 and ≥ 60 dB(A) respectively), and L_{Amax} (OR = 0.987, 0.942 and 0.882 for 70-75, 85-90 and ≥ 90 dB(A) respectively). Low-income populations are also in an advantageous situation in some noise contours: L_{den} (OR = 0.967 and 0.932 for 55-60 and ≥ 60 dB(A) respectively), L_{dn} (OR = 0.954 and 0.915 for 55-60 and ≥ 60 dB(A) respectively), $L_{Aeq,24h}$ (OR = 0.972, 0.929 and 0.891 for 50-55, 55-60 and ≥ 60 dB(A) respectively), and L_{Amax} (OR = 0.990, 0.942, 0.900 and 0.874 for 75-80, 80-85, 85-90 and ≥ 90 dB(A) respectively).

Conversely, children are in a situation of inequity at a noise level of 55-60 dB(A) for the L_{den} and L_{dn} indicators (OR = 1.049 et 1.031), and at a level of 50-55 dB(A) for the $L_{Aeq,24h}$ (OR = 1.036). Similarly, low-income populations are in a situation of inequity, although not very pronounced, for both L_{den} and L_{dn} noise contours at the 50-55 dB(A) (OR = 1.016 and 1.007 levels, but also for L_{Amax} noise contours at the 65-70 and 70-75 dB(A) (OR = 1.065 and 1.037) levels.

In 2020, we see some significant changes to the equity patterns compared to 2019, especially for children and seniors. First, notwithstanding the noise level, children are not more significantly advantaged for the three cumulative noise indicators (L_{den} , L_{dn} et $L_{Aeq,24h}$), and the single-event indicator (L_{Amax}). The situation even worsens at certain levels of noise for the L_{den} (OR = 1.043 for 50-55 dB(A) model) and L_{Amax} indicators (OR = 1.024 and 1.038 for 70-75 and 75-80 dB(A) models respectively). As for seniors, we see that solely for the L_{Amax} indicator, does the situation worsen for this group and almost at all levels (OR = 1.021, 1.019, 1.040, 1.022 and 1.049 for 65-70, 70-75, 75-80, 80-85 and 85-90 dB(A) models respectively). Finally, the situations of inequity for visible minorities and low-income populations do not vary much between the two years, exception made of a few non-significant values in 2020.

Table 4.3: Odds ratios for the logistic regression according to noise indicators

| | <i>L_{den}</i> (2019) | | | <i>L_{den}</i> (2020) | | |
|------------------------|-------------------------------|--------------|--------------|-------------------------------|--------------|--------------|
| | 50-55 | 55-60 | ≥60 | 50-55 | 55-60 | ≥60 |
| | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) |
| 0-14 years old (%) | 0.981 | 1.049 | 0.961 | 1.043 | 0.991 | 1.040 |
| 65 and over (%) | 0.997 | 1.044 | 1.022 | 1.042 | 1.022 | 1.041 |
| Low-income pop. (%) | 1.016 | 0.967 | 0.932 | 0.976 | 0.953 | 0.929 |
| Visible minorities (%) | 1.038 | 1.060 | 1.059 | 1.061 | 1.055 | 1.015 |

| | <i>L_{dn}</i> (2019) | | | <i>L_{dn}</i> (2020) | | |
|------------------------|------------------------------|--------------|--------------|------------------------------|--------------|-------|
| | 50-55 | 55-60 | ≥60 | 50-55 | 55-60 | ≥60 |
| | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) |
| 0-14 years old (%) | 0.968 | 1.031 | 0.993 | 1.020 | 1.041 | 0.992 |
| 65 and over (%) | 0.996 | 1.041 | 1.029 | 1.037 | 1.043 | 1.023 |
| Low-income pop. (%) | 1.007 | 0.954 | 0.915 | 0.964 | 0.923 | 0.938 |
| Visible minorities (%) | 1.042 | 1.064 | 1.059 | 1.062 | 1.048 | 1.012 |

| | <i>L_{Aeq,24h}</i> (2019) | | | <i>L_{Aeq,24h}</i> (2020) | | |
|------------------------|-----------------------------------|--------------|--------------|-----------------------------------|--------------|-------|
| | 50-55 | 55-60 | ≥60 | 50-55 | 55-60 | ≥60 |
| | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) |
| 0-14 years old (%) | 1.036 | 0.957 | 0.847 | 0.993 | 1.057 | 1.122 |
| 65 and over (%) | 1.036 | 1.018 | 0.993 | 1.023 | 1.050 | 1.072 |
| Low-income pop. (%) | 0.972 | 0.929 | 0.891 | 0.957 | 0.915 | 0.957 |
| Visible minorities (%) | 1.059 | 1.059 | 1.049 | 1.057 | 1.017 | 1.036 |

| | <i>L_{Amax}</i> (2019) | | | | | |
|------------------------|--------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | 65-70 | 70-75 | 75-80 | 80-85 | 85-90 | ≥90 |
| | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) |
| 0-14 years old (%) | 0.926 | 0.987 | 0.985 | 0.988 | 0.942 | 0.822 |
| 65 and over (%) | 0.991 | 1.001 | 1.006 | 1.021 | 1.015 | 0.982 |
| Low-income pop. (%) | 1.065 | 1.037 | 0.990 | 0.942 | 0.900 | 0.874 |
| Visible minorities (%) | 1.032 | 1.033 | 1.049 | 1.056 | 1.044 | 1.050 |

| | <i>L_{Amax}</i> (2020) | | | | | |
|------------------------|--------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------|
| | 65-70 | 70-75 | 75-80 | 80-85 | 85-90 | ≥90 |
| | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) | dB(A) |
| 0-14 years old (%) | 0.993 | 1.024 | 1.038 | 0.990 | 1.068 | 1.098 |
| 65 and over (%) | 1.021 | 1.019 | 1.040 | 1.022 | 1.049 | 1.061 |
| Low-income pop. (%) | 1.065 | 1.029 | 0.985 | 0.950 | 0.900 | 0.976 |
| Visible minorities (%) | 1.055 | 1.045 | 1.058 | 1.055 | 1.024 | 1.022 |

Values in bold are significant at the level of $p=0.05$.

See the supplementary material (Table A3) for the complete output of the models including the values of 95% confidence interval and fit statistics (AIC, and pseudo r-squared).

4.6. Discussion

4.6.1. Limitations of the study

Many limitations inherent to this research must be mentioned. First, this study is based on concentration measures which are not exposure measures. Indeed, we are only interested in the concentration of aircraft noise found in residential areas in the Montréal CMA, where individuals spend many hours of their day, and this is especially true during the COVID-19 pandemic where telework is mandatory. In other words, we are not informed on actual exposure for individuals during a specific period of time. It would therefore be interesting in future studies to use individual exposure measures based on noise measuring devices in real time. Furthermore, for a more precise estimate of the populations affected by aircraft noise, it would be interesting in future studies to take into account individual human mobility patterns. Indeed, by considering only the residential areas, we illustrate only a part of the populations potentially affected by aircraft noise.

As for noise indicators used, noise predictions were made during the two busiest days in the summers of 2019 and 2020, with take-offs mainly heading east of the Island of Montréal in densely populated sectors. These two days are therefore supposed to be representative of the worst days of the year in terms of noise emissions. Nonetheless, for a better comparison, it would have been interesting to take other scenarios into account, especially that of take-offs heading west of the island toward Lac Saint-Louis. The noise impact would surely have been different. Moreover, in this study, we used default flight profiles to model aircraft noise. However, these data are generic and do not realistically represent certain flight operations at Montréal-Trudeau International Airport. Finally, considering the difference between the number of flight events collected and the official data on the average daily aircraft movements, the aircraft noise levels in 2019 and 2020 are probably underestimated in this study.

4.6.2. The impacts of the type of aircraft noise indicator used on environmental equity assessment

In light of the results, the estimates of populations impacted by levels of aircraft noise may differ from one indicator to the next. Our results corroborate those of the Montréal public health advisory (Smargiassi et al. 2014) showing that the choice of aircraft noise indicators can lead to different

estimates. As for the results of the regression models, we observe two types of situations in terms of environmental equity according to the type of indicator used.

For cumulative noise indicators (L_{den} , L_{dn} , $L_{Aeq,24h}$), the environmental equity patterns vary slightly according to type of indicator and noise contours, but also from one year to the next, with the exception of visible minorities where there is little change between 2019 and 2020. This corroborates, in part, the findings advanced by Ogneva-Himmelberger et Cooperman (2010) in Boston. It is also found that the areas affected by high levels of aircraft noise are not necessarily the disadvantaged sectors, in 2019 as well as in 2020. These results corroborate those reported by Audrin et al. (2019) in the Montréal metropolitan area. Conversely, for visible minorities and to a lesser extent for seniors, the situation is more inequitable in 2019 and in 2020 for most of the noise contours used. For children, the situation is more complex for certain indicators and if both years are compared.

For the single-events noise indicator (L_{Amax}), differentiated situations are found for children and low-income individuals. It is particularly noted that between 2019 and 2020, the situation is inequitable for low-income individuals (at noise levels of 65-70 and 70-75 dB(A) L_{Amax}), whereas the situation deteriorates for children from one year to the next.

The geographical dimension could be part of the answer. For cumulative noise indicators, the sectors exposed to high noise levels (55-60 and ≥ 60 dB(A)) are mostly located in proximity to urban areas in municipalities adjacent to the Montréal-Trudeau International Airport (Dorval and Pointe-Claire to the west, and the Saint-Laurent district (Bois-Franc neighbourhood) and Ville Mont-Royal to the east). These sectors accommodate mostly wealthy households, owners of single-family multi-storey homes with garages (cottage or bungalow types) and whose purchasing cost is high (Audrin et al. 2019). However, for the high noise levels for the L_{Amax} indicator (65-70 and 70-75 dB(A)), but also at lower noise levels for the L_{den} and L_{dn} indicators (50-55 dB(A)), noise contour areas being greater, within these zones there are certain central neighbourhoods of the Island of Montréal (Villeray–Saint-Michel–Parc-Extension, Côte-des-Neige-Notre-Dame-de-Grâce), as well as surrounding neighbourhoods (Saint-Léonard, Lachine and Ahuntsic-Cartierville), where we find, at least in some parts of these territories, a high proportion of the low-income population (Séguin, Apparicio et Riva 2012; Ades, Apparicio et Séguin 2012). This can contribute to the presence of inequity for low-income individuals. However, let us mention that, at very high levels of noise ($L_{Amax} \geq 75$ dB(A)), the situation improves for this group.

As for members of visible minorities, the inequity measured for this population group in 2019 and in 2020, notwithstanding the indicator and noise levels, can be explained by their high numbers in

certain surrounding neighbourhoods and in the close suburbs of the Montréal metropolitan area. The presence of visible minorities is significant in certain neighbourhoods of the City of Montréal, and more particularly in sectors located in the vicinity of the airport (Saint-Laurent district) and sectors further away but partly located within the noise contour locations (the districts of Villeray–Saint-Michel–Parc-Extension, Ahuntsic-Cartierville, and Ville Mont-Royal). These residential areas are characterized by both a strong proportion of visible minorities, but also recent immigrants (Leloup 2007; Apparicio, Charbonneau et Dussault 2008).

For children, the situation is more complex. In 2019, this group is in a situation of inequity for high noise levels of L_{den} and L_{dn} (55-60 dB(A)), but not at lower levels (50-55 dB(A)). The size of the noise contours being smaller at high levels of aircraft noise, we mainly find sectors of the inner suburbs within these zones. The high proportion of families with children outside the central neighbourhoods (Apparicio et al. 2010) explains why this population group is overrepresented in areas exposed to high levels of aircraft noise (55-60 dB(A)) (e.g., Dorval, Pointe-Claire, Ville Mont-Royal, and the districts of Saint-Laurent and Ahuntsic-Cartierville). Conversely, the area covered by 50-55 dB(A) noise contours being higher, there are both inner suburb areas but also central districts of Montréal with mainly childless couples. This may contribute to such an absence of inequity. The situation is more advantageous for $L_{Aeq,24h}$ (55-60 and ≥ 60 dB(A)) and L_{Amax} at high aircraft noise levels (70-75, 85-90 and ≥ 90 dB(A)), but also at lower noise levels for L_{den} and L_{dn} (50-55 dB(A)). For the $L_{Aeq,24h}$ indicator, noise contours being more reduced compared to the other two cumulative indicators (L_{den} and L_{dn}), few residential areas are exposed to high levels of aircraft noise (55-60 and ≥ 60 dB(A)). However, at lower levels of aircraft noise (50-55 dB(A)), children are overrepresented in this area. Again, the size of the noise contours could explain the presence of inequity for this group. Indeed, the size of the noise footprint of the $L_{Aeq,24h}$ indicator at a noise level of 50-55 dB(A) is similar to those of the L_{den} and L_{dn} indicators at a noise level of 55-60 dB(A). By contrast, in 2020, the situation deteriorated significantly for the L_{Amax} indicator (70-75 and 75-80 dB(A)). Due to less air traffic and to limit operational costs, only one runway was used (O6R-24L) in the summer of 2020 at the Montréal-Trudeau International Airport. Thus, residential areas located in Laval (Chomedey neighbourhood) experienced more aircraft overflights. Take-offs which are generally noisier were dominant in these areas (Fig. 4.2).

For seniors, they are in a situation of inequity for many noise indicators in 2019 and 2020. These results are surprising given that few studies in environmental equity have considered this population group. This situation can be explained by the overrepresentation of this group outside Montréal's central neighbourhoods (Séguin, Apparicio et Negron 2013), in sectors characterized

by a strong presence of private seniors residences (Carrier et al. 2013). Considering these results, this group should be more often included in the work on environmental equity related to aircraft noise.

4.7. Conclusion

In this article, we have presented an environmental equity diagnostic within a longitudinal perspective for four population groups as to the level of aircraft noise measured in their residential area, using four noise indicators (L_{den} , L_{dn} , $L_{Aeq,24h}$, and L_{Amax}). We must remember that, in Canada, travel restrictions (e.g., border shutdowns) implemented by the federal government to prevent the spread of COVID-19 in 2020 had an effect on air traffic, which drastically decreased aircraft noise footprints, namely, the scope of noise contours in the vicinity of the Montréal-Trudeau International Airport. It should be noted that the change in patterns of aircraft noise contours in 2020 compared to 2019 is related not only to the decrease in air traffic, but also to the restrictions of flight movements on certain runways of the Montréal-Trudeau International Airport. However, the results observed in Montréal show that, despite a significant decrease in population, notwithstanding the group impacted by aircraft noise in 2020 compared to 2019 (e.g., at noise levels of 55-60 dB(A) L_{den} , 94,651 and 20,533 individuals are exposed to noise in 2019 and 2020 respectively, that is, a decrease of 78.3%), this does not necessarily lead to a decrease in inequities for seniors and members of visible minorities.

Furthermore, this research revealed that using a specific indicator (cumulative or single-events) can lead to different results for the same situation in terms of estimates of impacted populations and environmental equity since the two types of noise indicators are not comparable. The single-events indicator (L_{Amax}) only measures the maximum level of noise; it is therefore very sensitive to each flight event (Pretto et al. 2020). This indicator thus reflects the short-term disturbance generated by one-time noise events such as a large-passenger aircraft. Conversely, the cumulative noise indicators (L_{den} , L_{dn} and $L_{Aeq,24h}$) represent weighted averages over a period of 24 hours and are rather well adapted to deal with disturbances experienced on the long term, especially for sources of continuous noise such as road traffic.

One of the contributions of this article to current literature in environmental equity is that the choice of aircraft noise indicators can be a determining factor since it can potentially influence results. In future studies, using different indicators would more accurately reflect the noise impact of aircraft traffic. In fact, in most countries, regulation pertaining to aircraft sound disturbances are mostly

based on cumulative indicators (average noise over a specific time period) to characterize noise. As a complement to cumulative indicators, the use of single-events indicators that address maximum sound levels must be favoured in future studies on environmental equity, but also in diagnostic and monitoring studies. The latter are considered to be more representative of the disturbance experienced by the surrounding population. Furthermore, this work has highlighted that, according to trajectories and number of aircraft movements in a given airport, this can have an influence on noise footprints (or noise contours) on the ground. It is therefore important to regularly update noise contour maps to precisely evaluate the impacts of aircraft noise disturbances, particularly when certain events can influence the use of runways, number of movements, aircraft fleet configuration, or again, flight profiles at a given airport (e.g., COVID-19, works on airport runways, specific weather conditions, etc.). To this effect, for future work on environmental equity, it is important to take into consideration the longitudinal effects of aircraft noise. However, in Canada, there is no directive for the mandatory establishment of updated mapping on a regular basis, contrary to Europe. The current measures in terms of ground use and management in the vicinity of Canadian airports seem to be limited. In the future, aviation decision-makers will have to bring particular attention to the post-health crisis because the recovery of air traffic could exacerbate the disturbances experienced by populations residing in the vicinity of airports since they have become used to living in less noisy environments.

Acknowledgments

This study was financially supported by the Canada Research Chair in Environmental Equity (950-230813) and the Fonds de Recherche du Québec - Société et Culture (FRQSC).

Conflicts of Interest

None.

CHAPITRE 5 : SYNTHÈSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS

Cette recherche a pour objectif principal d'examiner l'existence d'iniquités environnementales en termes d'exposition au bruit aérien dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes et pour certains groupes vulnérables (enfants, personnes âgées, personnes à faible revenu et minorités visibles). Les résultats obtenus dans chacun des trois articles contribuent à mettre en lumière certains enjeux d'équité environnementale en lien avec le bruit aérien et offrent des pistes de réflexion intéressantes sur la gestion actuelle du bruit aérien au Canada. Ce chapitre est composé de trois sections. Dans un premier temps, nous revenons brièvement sur les principaux résultats obtenus dans chacun des articles de cette thèse. Ensuite, nous soulignons les principaux enjeux en matière de gestion et d'évaluation (mesure) du bruit aérien. Enfin, nous aborderons les limites et les pistes de recherche futures.

5.1 Retour sur les principaux résultats

5.1.1 Rappel des résultats des trois articles

Dans cette thèse de doctorat, nous nous sommes questionnés sur l'existence d'iniquités environnementales en termes d'exposition au bruit aérien. Plus spécifiquement, les analyses de la distribution spatiale du bruit aérien dans une optique d'équité environnementale ont été effectuées dans deux types de territoires, soit dans les environnements résidentiel et scolaire.

Le premier article porte sur l'analyse de la distribution spatiale du bruit aérien dans l'environnement résidentiel. L'intérêt de cet article est de proposer une approche comparative pour identifier les iniquités environnementales potentielles à l'égard du bruit aérien pour quatre groupes de population dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes (Toronto, Montréal, Calgary et Vancouver). L'indicateur NEF est utilisé pour mesurer les zones de gêne sonore associée au bruit aérien autour des quatre aéroports internationaux, à savoir Toronto Pearson, Montréal-Trudeau, Calgary et Vancouver. L'objectif de cet article est double. Premièrement, nous posons un diagnostic d'équité environnementale afin de déterminer si quatre groupes de population vulnérables (les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les personnes âgées de 65 ans et plus et les enfants de moins de 15 ans) sont en situation d'iniquité quant à leur exposition au bruit aérien dans leur milieu résidentiel dans les quatre plus grandes régions

métropolitaines de recensement (RMR) canadiennes. Deuxièmement, nous voulons vérifier si les iniquités pour chacun des groupes de la population varient significativement d'une région métropolitaine à l'autre. Les résultats tirés du second chapitre rapportent des estimations sur les populations impactées par des niveaux élevés de bruit aérien dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes. Les résultats révèlent qu'environ 3 % de la population totale des quatre RMR (Toronto, Montréal, Calgary et Vancouver), soit 419 004 personnes, résident dans les zones NEF 25 des quatre aéroports. Nous observons également que la proportion des populations exposées au bruit aérien (NEF 25) varie d'une métropole à une autre, soit 5,0 %, 5,8 %, 1,4 % et 0,18 % de la population totale pour les RMR de Toronto, Calgary, Vancouver et Montréal, respectivement. Concernant le diagnostic d'équité environnementale, dans les métropoles de Vancouver et Calgary, les populations à faible revenu subissent une légère iniquité en termes d'exposition au bruit aérien. À l'inverse, dans les métropoles de Toronto et Montréal, ce groupe de population bénéficie d'une situation légèrement favorable quant à leur présence dans les zones de bruit NEF 25 et NEF 30. Quant aux minorités visibles, ce groupe est disproportionnellement présent dans des secteurs résidentiels exposés à des niveaux élevés de bruit aérien à Vancouver tandis que dans les métropoles de Toronto et Calgary, il est dans une situation avantageuse. Quant aux enfants de moins de 15 ans, ils font face à une légère situation d'iniquité dans les agglomérations de Calgary et Toronto, alors qu'ils sont dans une situation favorable à Vancouver. Finalement, aucune iniquité environnementale n'a été relevée pour les personnes âgées de 65 ans et plus; à Calgary, les aînés bénéficient d'ailleurs d'une situation favorable. En résumé, ce travail a mis en exergue l'existence de différents patrons d'équité au sein des quatre plus grandes métropoles canadiennes. Autrement dit, il existe non seulement des iniquités pour certains groupes vulnérables, mais elles varient selon les quatre métropoles étudiées.

Le deuxième article porte spécifiquement sur les enfants et l'environnement scolaire. Rappelons que ces derniers, en raison de leurs caractéristiques physiologiques, sont particulièrement vulnérables à des niveaux de bruit aérien élevés. L'objectif de ce travail est double. Premièrement, il s'agit de vérifier si les écoles primaires accueillant une forte proportion d'élèves dont la langue maternelle est autre que la langue d'enseignement (variable de substitution des personnes issues de l'immigration) ou encore issus de milieux à plus forte concentration de familles à faible revenu sont disproportionnellement localisées dans des secteurs exposés à des niveaux élevés de bruit aérien (c'est-à-dire dans la zone NEF 25) dans la région métropolitaine (RMR) de Toronto. Deuxièmement, il s'agit de vérifier si les écoles primaires exposées à des niveaux élevés de bruit aérien présentent des niveaux de réussite scolaire significativement plus faibles en lecture,

écriture et mathématique en 3^e et 6^e année du primaire (8 et 11 ans) par rapport aux autres écoles primaires de la RMR de Toronto. Les résultats montrent que 128 écoles primaires dans lesquelles sont inscrits 55 042 écoliers sont situées dans la zone NEF 25, soit 9 % de l'ensemble des écoles primaires (1420 écoles³¹) et 8,9 % des 611 953 élèves³² de la métropole de Toronto. Concernant le diagnostic d'équité environnementale, les enfants issus de milieux défavorisés et de langue maternelle autre que celle d'enseignement sont plus largement surreprésentés dans les écoles primaires situées dans la zone NEF 25 par rapport à l'ensemble des écoles primaires de la RMR de Toronto. On constate également que les établissements scolaires situés dans la zone NEF 25 sont en moins bon état par rapport au reste du territoire métropolitain (indice de l'état des installations scolaires). Autrement dit, il semblerait exister une double iniquité en termes d'exposition au bruit aérien puisque les écoles primaires situées dans la zone NEF 25 sont en moins bon état et desservent une forte proportion d'enfants issus de milieux défavorisés par rapport à l'ensemble des écoles primaires de la RMR de Toronto. Concernant la réussite scolaire, les résultats des modèles de régression montrent que les écoles situées dans la zone NEF 25 présentent des taux de réussite significativement plus faibles en lecture, écriture et mathématique en 3^e et 6^e année du primaire par rapport au reste des écoles du territoire d'étude. Pour pousser un peu plus loin les analyses, nous avons introduit dans nos modèles, à l'instar d'autres travaux (Haines et al. 2002; Sharp et al. 2014; Stansfeld et al. 2005), des variables de contrôles relatives aux bruits routier et ferroviaire, à la qualité du bâtiment et aux caractéristiques sociodémographiques des élèves et des milieux où ils résident au niveau de chaque école. Les résultats indiquent que le bruit aérien n'est plus significativement associé à des taux de réussite plus faibles une fois contrôlés les autres sources de bruit environnemental, la qualité du bâtiment et les facteurs socioéconomiques.

Le troisième article apporte un nouvel éclairage sur l'aspect distributionnel du bruit aérien à l'égard de quatre groupes vulnérables dans une perspective longitudinale. Plus spécifiquement, nous avons posé un diagnostic d'équité environnementale sur le territoire de la RMR de Montréal à l'égard des personnes à faible revenu, des minorités visibles, des aînés (65 ans et plus) et des jeunes (moins de 15 ans) quant au niveau de bruit aérien mesuré dans leur milieu résidentiel en 2019 et en 2020. Cette recherche poursuit deux objectifs. Le premier est de vérifier si le portrait des populations impactées par des niveaux élevés de bruit aérien a changé drastiquement entre

³¹ Nos données portent uniquement sur les écoles primaires publiques ou catholiques de la RMR de Toronto qui sont financées par les fonds publics de l'Ontario. Nos données ne couvrent donc pas les écoles privées.

³² Enfants inscrits de la maternelle à la 8^e année d'étude (5 à 14 ans) pour l'année scolaire 2017-2018.

2019 et 2020. Le second objectif est de déterminer si l'utilisation d'un type d'indicateur de bruit aérien plutôt qu'un autre ($L_{Aeq,24h}$, L_{den} , L_{dn} et L_{Amax}) génère des variations importantes en termes de zones et de populations affectées d'une part, et en termes de diagnostic d'équité environnementale d'autre part. Les résultats montrent que les estimations des populations affectées par des niveaux de bruit aérien élevés autour de l'aéroport international de Montréal-Trudeau varient selon le type d'indicateur utilisé et d'une année à une autre. Par ailleurs, la baisse soudaine du trafic aérien causée par la pandémie mondiale de COVID-19 a entraîné une diminution drastique des superficies des contours de bruit des quatre indicateurs de bruit en 2020 comparativement à 2019. Par conséquent, cela se traduit par une forte baisse des populations exposées au bruit aérien. Les résultats des modèles de régression logistique révèlent, de leur côté, différents patrons d'équité environnementale selon le type d'indicateur et les niveaux de bruit utilisés, mais aussi selon l'année considérée. Pour les indicateurs énergétiques ($L_{Aeq,24h}$, L_{den} et L_{dn}), les patrons d'équité environnementale varient légèrement selon le type d'indicateur et les contours de bruit, mais aussi d'une année sur l'autre. Pour les minorités visibles et dans une moindre mesure pour les aînés, ces deux groupes sont dans une situation d'iniquité tant en 2019 qu'en 2020 dans la plupart des contours de bruit utilisés. Tandis que le portrait des situations est plus complexe pour les enfants et les personnes à faible revenu : elles sont à la fois favorables et défavorables selon l'indicateur, le niveau de bruit et l'année considérés. Pour l'indicateur événementiel (L_{Amax}), nous observons des situations différenciées pour les personnes à faible revenu, les enfants et les aînés. On constate notamment qu'entre 2019 et 2020, la situation varie peu pour les personnes à faible revenu, alors que la situation se dégrade pour les enfants et les aînés d'une année sur l'autre. Quel que soit le niveau de bruit et l'année considérés, les minorités visibles sont dans une situation défavorable, tandis que les personnes à faible revenu, peu importe l'année, sont dans une situation d'iniquité sauf à des niveaux très élevés de bruit (supérieur ou égal à 75-80 dB(A) L_{Amax}).

5.1.2 Contribution de la thèse au champ d'étude sur le bruit aérien

Au Canada, peu d'analyses ont été effectuées pour évaluer l'exposition des populations au bruit aérien autour des aéroports. Depuis le début des années 2000, plusieurs études dans le domaine de la santé ont tenté d'évaluer les risques associés à l'exposition au bruit des avions autour des aéroports canadiens, tant au niveau de la gêne que des troubles du sommeil (Michaud, Keith et McMurphy 2005; Dale et al. 2014; Ragetti et al. 2016; Perron et al. 2016; Smargiassi et al. 2014). Bien que ces travaux apportent des estimations sur le nombre de personnes dérangées par le

bruit des avions, ils ne s'intéressent pas exclusivement au bruit aérien, mais incluent plusieurs sources de bruit environnemental (routier, ferroviaire, aérien et industriel) et se concentrent presque essentiellement sur l'île de Montréal. Le présent travail a permis de combler certaines lacunes en dressant un portrait complet et récent de l'exposition au bruit aérien à partir de cartes de bruit dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes, à savoir Toronto, Montréal, Calgary et Vancouver. Les cartes de bruit sont généralement utilisées pour évaluer l'exposition de la population à cette nuisance. En vertu des baux qui lient les principaux aéroports à Transports Canada, les administrations aéroportuaires des principaux aéroports élaborent, avec l'appui de Transports Canada, des cartes de prévision de l'ambiance sonore ou courbes NEF ou NEP pour déterminer la gêne sonore associée au trafic aérien. Bien que cet outil permet de déterminer les zones de gêne à un niveau de bruit donné autour d'un aéroport, les administrations aéroportuaires n'estiment que très rarement le nombre de personnes exposées au bruit des avions. Dans le premier article (second chapitre), nous avons intégré dans un système d'information géographique (SIG) les courbes de bruit NEF 25 et NEF 30 de chacun des aéroports étudiés afin d'estimer les populations potentiellement impactées par le bruit aérien. L'opérationnalisation de cette étude repose aussi sur les données du recensement de 2016 de Statistique Canada à un niveau d'échelle fine (aires de diffusion). Tandis que le troisième article (quatrième chapitre) a été l'occasion de définir à partir de différentes mesures objectives du bruit aérien, d'une part, les secteurs caractérisés par des niveaux élevés de bruit aérien et, d'autre part, d'estimer précisément les populations affectées par cette nuisance à l'échelle de l'îlot urbain. Ainsi, nos travaux dressent un portrait précis des situations d'iniquité vécues par certains groupes de population quant à la concentration de bruit aérien mesurée dans le milieu résidentiel des quatre plus grandes métropoles canadiennes. Les analyses effectuées ainsi que la diversité des territoires et des groupes de population étudiés font de ce travail une contribution scientifique et empirique significative.

Ensuite, notre recherche a également permis de mettre en évidence que certains groupes de populations vulnérables socialement ou physiologiquement sont disproportionnellement exposés à des niveaux élevés de bruit aérien dans leur milieu résidentiel (second et quatrième chapitres). L'identification des situations d'iniquité dans le contexte canadien est une des contributions principales de ce travail étant donné que cette nuisance est sous-étudiée dans la littérature en équité environnementale. Par exemple, les résultats tirés du second chapitre indiquent que les iniquités observées dans les métropoles de Vancouver et Calgary pour les populations à faible revenu sont similaires à ceux rapportés dans de nombreux travaux effectués en Amérique du

Nord, comme à Phoenix (Sobotta, Campbell et Owens 2007), à Boston (Ogneva-Himmelberger et Cooperman 2010) et au niveau des États-Unis (Collins, Nadybal et Grineski 2020). En revanche, dans les métropoles de Toronto et Montréal, les secteurs résidentiels exposés à des niveaux élevés de bruit aérien accueillent majoritairement des ménages mieux nantis. Ces derniers résultats convergent avec ceux d'études réalisées dans certaines villes européennes qui ont rapporté que les personnes à faible revenu ne sont pas surreprésentées dans les secteurs exposés à des niveaux élevés de bruit aérien (Kruize et al. 2007; Tonne et al. 2018; Sedoarisoa 2015). À notre connaissance, c'est la première fois qu'une recherche relève, dans le contexte nord-américain, une absence d'iniquités pour ce groupe de population en ce qui a trait à leur exposition au bruit aérien dans leur milieu résidentiel. Ces résultats variés et même contradictoires sont issus d'une méthodologie standardisée et illustrent la pertinence d'avoir recours à une approche comparative entre plusieurs villes (second chapitre). L'identification des situations d'iniquités à l'égard du bruit aérien pour certains groupes vulnérables socioéconomiquement ou physiologiquement pourrait s'inscrire dans une approche corrective afin d'atténuer leur exposition à des niveaux de bruit aérien élevés (par exemple, mesures d'atténuation).

Le troisième point que nos travaux ont illustré est l'existence d'iniquités en termes d'exposition au bruit aérien au niveau des écoles. À notre connaissance, c'est la première fois qu'une étude se penche sur l'exposition au bruit aérien au sein des écoles dans le contexte canadien. Les résultats du premier article (second chapitre) ont révélé que dans la métropole de Toronto, les enfants de moins de 15 ans sont légèrement surreprésentés dans les secteurs résidentiels caractérisés par des concentrations de bruit aérien significativement plus élevées par rapport au reste de la population. Compte tenu de ces résultats et du fait que les écoles accueillent des populations vulnérables physiologiquement et qu'une exposition chronique à des niveaux élevés de bruit aérien peut avoir une incidence sur l'apprentissage des élèves (section 1.2.1), il peut être intéressant d'effectuer un diagnostic d'équité environnementale spécifiquement en milieu scolaire. Les résultats du deuxième article (troisième chapitre) indiquent que les enfants fréquentant les écoles primaires exposées à des niveaux de bruit aérien élevés dans la RMR de Toronto sont issus de milieux résidentiels plus défavorisés et d'une langue maternelle autre que la langue d'enseignement. Ces résultats sont en accord avec ceux d'une étude sur le bruit des transports (routier ou aérien) dans le contexte étatsunien (Collins, Grineski et Nadybal 2019). Cela soulève des inquiétudes étant donné que les enfants torontois sont déjà dans une situation d'iniquité dans leur milieu résidentiel (second chapitre). À cela s'ajoute le fait, que les écoles situées dans la zone NEF 25 sont en moins bon état comparativement au reste de la zone d'étude. À notre

connaissance de tels résultats n'ont pas été démontrés à ce jour dans le contexte canadien. L'état des installations scolaires est un enjeu important compte tenu que la qualité acoustique des bâtiments peut diminuer significativement l'exposition au bruit aérien à l'intérieur des bâtiments, ce qui peut avoir un impact positif sur la réussite ou la performance scolaire des enfants (Sharp et al. 2014; Earthman 2002).

5.2 Principaux enjeux soulevés dans cette thèse

Les trois articles apportent un nouvel éclairage sur l'identification des zones exposées et surtout sur les caractéristiques des populations résidant dans les milieux soumis à de fortes concentrations de bruit aérien dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes. D'autres enjeux ont aussi été soulevés, mais ils ont été peu approfondis dans chacun des trois articles.

Dans les sections suivantes, nous aborderons les enjeux sur la gestion du bruit aérien au Canada et nous émettrons certaines recommandations au fil de la discussion. Finalement, nous discuterons des enjeux méthodologiques relatifs à la mesure du bruit aérien, notamment de l'accès aux données et du choix de ou des indicateurs de bruit.

5.2.1 Bruit aérien et enjeux de planification et d'aménagement du territoire au Canada : un manque d'uniformisation

Nos travaux ont permis de relever certains enjeux dans la gestion du bruit aérien autour des principaux aéroports canadiens. Il appert que les mesures en matière de planification et d'utilisation des terrains aux alentours des aéroports sont peu restrictives et peu appliquées au niveau local. Rappelons qu'au Canada, le transport aérien relève exclusivement de la compétence du gouvernement fédéral, ce qui limite les pouvoirs des provinces et des municipalités dans ce domaine. En revanche, la gestion du bruit est une responsabilité partagée par plusieurs entités ayant différents champs de compétences, à savoir Transports Canada, NAV CANADA, les exploitants d'aéroports et d'aéronefs et les municipalités (section 1.1.5.1). Pour minimiser le bruit aérien au voisinage des aéroports, Transports Canada préconise l'approche équilibrée de l'OACI, qui est notamment axée sur la mise en place de procédures opérationnelles d'atténuation du bruit selon les dispositions du Règlement de l'aviation canadien (RAC) en vertu de la *Loi sur l'aéronautique* (section 1.1.5.2). Tandis qu'en matière de planification et de gestion de l'utilisation

des terrains autour des aéroports, Transports Canada fournit des lignes directrices nationales sur l'aménagement du territoire autour des aéroports. Néanmoins, cette approche se limite à la formulation de recommandations. À cet égard, afin de limiter l'exposition à des niveaux élevés de bruit aérien sur les populations riveraines des aéroports canadiens, les exploitants d'aéroports produisent des cartes de prévision de l'ambiance sonore (ou cartes de courbes NEF ou NEP) qui servent à guider l'aménagement du territoire à proximité des aéroports. Les cartes de prévision de l'ambiance sonore sont produites à partir du logiciel NEFCalc qui est fourni par Transports Canada. Les cartes de courbes NEF ou NEP sont utilisées par les municipalités locales afin de planifier une utilisation harmonieuse des terrains à proximité des aéroports (Transports Canada 2013). Par exemple, Transports Canada recommande qu'aucun nouveau projet de construction résidentiel ne soit réalisé à partir d'une zone NEF 30 et au-dessus. Toutefois, Transports Canada ne se limite qu'à formuler des recommandations d'utilisation du sol et des usages à l'intérieur des différentes courbes NEF et la décision relève des réglementations municipales ou provinciales qui font figure d'autorités pour le zonage résidentiel (Transports Canada 2013). Il y a donc un risque que les municipalités autorisent des usages du sol différents à ceux fixés par Transports Canada quant à la construction de nouveaux secteurs résidentiels près des aéroports.

Dans un deuxième temps, le troisième chapitre a permis de mettre en évidence l'absence de mesures d'atténuation ou de plans d'intervention pour atténuer les niveaux de bruit aérien pour les écoles, usages considérés comme sensibles au bruit. Comparativement en Europe où les aéroports de plus de 50 000 mouvements par an sont dans l'obligation (Directive européenne 2002/49/CE) de produire tous les cinq ans des plans de prévention du bruit dans l'environnement (PPBE) permettant, entre autres, de déterminer les bâtiments considérés comme sensibles (édifices d'habitation, d'enseignement et de santé) où les valeurs limites de bruit sont dépassées (au-dessus du seuil de 55 dB(A) L_{den}) (section 1.1.5.2), nous constatons que le Canada accuse un certain retard dans ce domaine. D'une part, il est étonnant de constater qu'aucun organisme, que ce soit Transports Canada ou les exploitants d'aéroports, ne produit de cartes permettant d'identifier les établissements dits sensibles (édifices d'habitation, d'enseignement et de santé) exposés à des niveaux élevés de bruit aérien, c'est-à-dire ceux situés sous une courbe NEF ou NEP. D'autre part, Transports Canada ne restreint pas l'utilisation des terrains à usage sensible à l'intérieur d'une courbe NEF 25 ou NEP 25. Transports Canada suggère toutefois que les nouvelles constructions à usage sensible situées entre NEF 30 et NEF 35 (ou NEP 30 et NEP 35) devraient avoir une isolation acoustique appropriée. Tandis qu'au-delà de NEF 35 ou NEP 35, tout nouveau bâtiment destiné à un usage sensible ne devrait être construit. En revanche, dans

le cas d'un nouvel aéroport, le règlement est plus sévère. À ce propos, Transports Canada ne recommande pas l'utilisation des terrains pour des usages sensibles à l'intérieur d'une courbe NEF 25 ou NEP 25. Les aéroports internationaux de Toronto, Vancouver, Calgary et Montréal datant des années 1930, ces recommandations ne s'appliquent donc pas dans leurs cas. Bien que les règlements sur l'utilisation du sol et l'usage des terrains relèvent aux administrations locales (municipalités), il est difficile de contrôler l'utilisation des terrains à usage sensible dans un milieu densément bâti. Conformément aux recommandations de l'OMS (WHO 2018) pour limiter les effets néfastes du bruit aérien sur la santé (valeur seuil de 45 dB(A) L_{den}) et d'après les recommandations de Transports Canada, les réglementations provinciales et municipales devraient être plus strictes en interdisant la construction de nouveaux bâtiments sensibles à partir d'une zone de bruit NEF 25 (équivalent à 56,5 dB(A) L_{dn}) des quatre aéroports étudiés.

Au Québec, en vertu de la *Loi sur les compétences municipales* (LCM), une municipalité a le pouvoir de réglementer les niveaux de bruit maximum. Toutefois, cela concerne uniquement les sources fixes de bruit (par exemple, thermopompes, climatiseurs, etc.). Le bruit résultant des activités aériennes n'est pas concerné par ces limitations, car le gouvernement fédéral détient la compétence exclusive en matière de réglementation du bruit des avions. En revanche, en vertu de la *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme* (LAU), les municipalités doivent se doter d'un plan d'urbanisme qui prévoit les grandes orientations à adopter en matière d'aménagement du territoire de la municipalité. Le plan d'urbanisme d'une municipalité doit également être en conformité avec les orientations contenues dans le schéma d'aménagement et de développement (SAD) de la municipalité régionale de comté (MRC) ou de l'agglomération. Par exemple, l'agglomération de Montréal a introduit une disposition réglementaire dans son schéma d'aménagement et de développement (SAD) afin que la réglementation d'urbanisme d'une municipalité ou d'un arrondissement doive régir la construction de tout projet à usage sensible à l'intérieur d'une zone NEF 25. Pour mettre en œuvre leur plan d'urbanisme, les municipalités québécoises adoptent, entre autres, des règlements de zonage afin de régir l'utilisation du sol sur leur territoire. Afin d'atténuer les impacts des nuisances sonores aériennes, les municipalités peuvent utiliser les cartes de prévisions de l'ambiance sonore fournies par les administrations aéroportuaires dans le cadre de leur règlement de zonage.

Or, il existe de grandes disparités entre les règlements de zonage des municipalités de la région montréalaise. Par exemple, dans la municipalité de Dorval, là où est situé l'aéroport international de Montréal-Trudeau, aucune restriction sur les usages permis n'a été imposée pour restreindre la construction de nouvelles résidences à l'intérieur d'une zone NEF 30 (RCM-60A-2015). Par

contre, pour les terrains où il y a de nouveaux bâtiments à usage sensible situés dans une zone NEF 25 (courbes NEF en vigueur établies par ADM), le règlement de zonage stipule que le niveau sonore ne doit pas excéder 50 dBA $L_{eq,24h}$ à l'intérieur du bâtiment. Ces mesures semblent être en accord avec les recommandations de Transports Canada qui suggèrent « qu'aucun projet de construction résidentielle ne soit entrepris tant que les autorités responsables ne sont pas satisfaites que des caractéristiques d'isolation acoustique ont été incluses, au besoin, dans la construction des bâtiments. » (Transports Canada 2013, 31). Dans le cas de la Ville de Montréal, seul l'arrondissement de Saint-Laurent dans lequel une partie de l'aéroport est située réglemente les utilisations du sol et les aménagements incompatibles au bruit aérien. À cet égard, dans son règlement sur le zonage (RCA08-08-0001), l'arrondissement de Saint-Laurent interdit la construction ou l'occupation d'un immeuble à des fins d'habitation ou de service de type institutionnel (santé, éducation ou de culte) dans des zones de bruit situées entre NEF 35 et NEF 45 au voisinage de l'aéroport international Pierre-Elliott-Trudeau de Montréal.

Comparativement au Québec, les règlements de zonage adoptés au niveau municipal dans d'autres provinces semblent être plus restrictifs. En Alberta, une zone de protection (*Airport Vicinity Protection Area – AVPA*) basée sur les courbes NEF est instaurée depuis les années 1980 aux abords des aéroports d'Edmonton et de Calgary afin de limiter l'aménagement de nouvelles résidences d'habitation et d'établissements sensibles à l'intérieur d'une courbe NEF 30 ou plus (Government of Alberta 2021). Des modifications peuvent être apportées au règlement AVPA afin de refléter l'évolution des courbes NEF. En Ontario, conformément à la déclaration de principes provinciale sur le bruit des aéroports (*Provincial Policy Statement on Airport Noise*), le développement de nouveaux usages résidentiels et d'autres utilisations sensibles du sol au-delà d'une zone NEF 30 ou NEP 30 sont interdits (ministère des Affaires municipales et du Logement 2020). À cet égard, la ville de Toronto a incorporé dans son plan officiel une zone d'exploitation aéroportuaire (*Airport Operating Area – AOA*) qui est délimitée approximativement par la courbe de bruit NEF 30 ou NEP 30. En Colombie-Britannique, la municipalité de Richmond, là où se situe l'aéroport international de Vancouver, a adopté une politique d'aménagement sensible au bruit des avions (*Aircraft Noise Sensitive Development Policy – ANSD*) qui se fonde sur les courbes de bruit NEF (City of Richmond 2012). Plusieurs zones de planification sont délimitées. Par exemple, dans les zones de bruit situées entre NEF 30 et NEF 35, le développement de nouvelles résidences d'habitation et d'établissements sensibles (garderies, écoles et hôpitaux) est interdit. Tandis que dans les zones de bruit situées entre NEF 25 et NEF 30, les nouveaux usages résidentiels et sensibles sont autorisés avec des mesures d'atténuation du bruit intégrées dans le

bâtiment (par exemple, fenêtres à triple vitrage, isolation phonique, etc.). Ces dispositions sont conformes aux recommandations de Transports Canada.

Ainsi, au regard des différentes réglementations municipales et provinciales en matière de gestion du bruit aérien, nous constatons une absence d'uniformisation à l'échelle du Canada. Autre lacune importante, les mesures de planification et d'aménagement du territoire actuelles ne visent pas à améliorer la situation des populations qui résident ou étudient à proximité des aéroports. Pour ce faire, dans les secteurs déjà construits destinés à des usages sensibles, l'approche d'intervention à privilégier est la mise en place de mesures d'atténuation pour réduire l'exposition des populations à des niveaux de bruit aérien élevé, notamment grâce à des programmes d'insonorisation des bâtiments financés par des redevances perçues par les aéroports. Au Canada, il n'existe aucun programme de ce genre, contrairement aux États-Unis et en France. Par exemple, en France, les bâtiments sensibles (édifices d'habitation, d'enseignement et de santé) situés dans les zones de bruit du Plan de gêne sonore (PGS) peuvent bénéficier d'une aide financière à l'insonorisation (section 1.1.5.3). Néanmoins, bien que les mesures d'isolation acoustiques sont intéressantes, elles semblent être moins efficaces pour le bruit aérien (Martin et Gauthier 2018). L'efficacité d'une telle mesure varierait en fonction de l'état des bâtiments, mais aussi selon leur orientation par rapport aux trajectoires de vol et à l'aéroport. Des études acoustiques complémentaires pourraient être nécessaires afin de vérifier la réduction obtenue à l'intérieur des bâtiments. Une telle mesure devrait être mise en place pour les plus grands aéroports canadiens afin de réduire l'exposition de la population à des niveaux élevés de bruit aérien.

Précédemment, nous avons relevé le manque de cohérence dans la gestion du bruit aérien au Canada, en particulier l'absence d'uniformisation des mesures de planification et d'aménagement du territoire aux alentours des quatre principaux aéroports canadiens. Dans une seconde section, nous discuterons de certains enjeux méthodologiques inhérents à cette thèse de doctorat, à savoir l'accessibilité des données sur le bruit aérien et la question du choix du type d'indicateur de bruit.

5.2.2 Enjeux méthodologiques

5.2.2.1 Un accès limité aux données sur le bruit aérien

Un des principaux enjeux de cette thèse était l'accès aux données sur le bruit. Au Canada, l'accès aux données sur l'exposition au bruit aérien se limite aux cartes de prévision de l'ambiance sonore (cartes de courbes NEF ou NEP). Toutefois, les cartes de bruit ne sont pas destinées à un usage public (Transports Canada 2013). Ces cartes appartiennent aux exploitants d'aéroports et sont, pour la plupart, uniquement mises à disposition des municipalités ou de toutes autres entités responsables de l'aménagement du territoire.

Pour notre premier article (second chapitre), nous avons numérisé dans un système d'information géographique (ArcGIS) les courbes NEF 25 et NEF 30 des aéroports de Toronto, Montréal, Calgary et Vancouver. Autrement dit, elles n'étaient pas directement disponibles dans un format géographique (par exemple *shapefile* ou *geojson*). En outre, les cartes de courbes NEF ne sont pas toujours récentes (par exemple, les courbes NEF 25 et NEF 30 de l'aéroport de Montréal-Trudeau datent de 2009). Finalement, d'autres indicateurs de bruit aérien couramment utilisés dans d'autres pays ne sont pas disponibles (par exemple, L_{den} , L_{dn} , L_{Amax}) au Canada.

Comme solution de remplacement des cartes de courbes NEF, nous avons modélisé la dispersion spatiale du bruit aérien à l'aéroport international de Montréal-Trudeau à partir de données Web publiques sur le trafic aérien et d'un logiciel de prédiction du bruit (troisième article ou quatrième chapitre). Des travaux récents ont montré que les données fournies par les suiveurs de vol (FlightRadar24) sont efficaces pour la production de cartes de contours de bruit (Pretto et al. 2019; Pretto et al. 2020). Cette nouvelle approche pour mesurer la dispersion spatiale du bruit aérien dans une perspective d'équité environnementale constitue une des contributions méthodologiques de la thèse.

Le manque d'accès aux données sur le bruit aérien peut s'expliquer par le fait que le gouvernement fédéral a confié la gestion des principaux aéroports canadiens (par exemple, Montréal, Calgary et Vancouver) à des administrations aéroportuaires qui sont des organismes à but non lucratif (OBNL). Une des particularités des OBNL est qu'ils ne sont pas assujettis à la Loi sur l'accès à l'information. Cela signifie qu'ils ne sont pas dans l'obligation de rendre accessibles au grand public certaines informations comme les données relatives au bruit. Un récent rapport du comité permanent des transports, de l'infrastructure et des collectivités de la Chambre des

communes (TRAN 2019) avait déjà relevé un manque d'accès public aux données sur le bruit aérien au Canada. Pourtant, des recherches suggèrent qu'une gestion efficace du bruit aérien par les aéroports nécessite la transparence en matière d'accès à l'information (Gasco, Asensio et de Arcas 2017; Heyes et al. 2021). Par exemple, la mise en place d'outils de communication peut améliorer la perception et l'acceptation sociale des populations à l'égard des nuisances sonores générées par les activités aéroportuaires. Dans ce contexte, certains aéroports canadiens ont amélioré certaines pratiques de divulgation d'information, en partie grâce à la diffusion de rapports et de données sur les plaintes des citoyens et à la mise en place de systèmes de surveillance du bruit en temps réel (*WebTrack*). Par exemple, l'outil *WebTrak* permet d'accéder, à partir d'un site Web, à certaines informations quasiment en temps réel sur les trajectoires de vol (types d'avions, altitude) et les niveaux de bruit enregistrés aux différentes stations de mesures. Il est également possible de déposer des plaintes contre un vol en particulier. Bien que cet outil permet à la population d'avoir un meilleur accès aux informations relatives aux nuisances sonores aériennes, le caractère technique de l'information sur le bruit, en particulier les indicateurs de bruit utilisés, peut rendre ce type d'informations peu compréhensible pour les non-initiés (Gasco, Asensio et de Arcas 2017; cité dans Hauptvogel et al. 2021, 11).

Un second enjeu qui a été révélé dans cette recherche est le manque d'actualisation des cartes de prévisions de l'ambiance sonore par les exploitants d'aéroports. Cela peut avoir des conséquences sur l'adoption d'une politique de gestion du bruit appropriée et conséquemment sur le règlement de zonage. Contrairement à la directive européenne 2002/49/CE (UE 2002) qui impose aux grands aéroports de publier tous les cinq ans des cartes stratégiques de bruit (CSB) et des plans de prévention du bruit dans l'environnement (PPBE), aucun échéancier ne semble avoir été établi pour la production des cartes de courbes de bruit au Canada, malgré un cadre réglementaire commun au niveau national. Rappelons que Transports Canada fournit deux systèmes de mesures du bruit : le premier, l'indicateur NEF permet de mesurer le bruit aérien à court terme sur la base des informations de vol actuelles ou sur une période de 5 à 10 ans; le second, l'indicateur NEP fournit des prévisions à long terme en considérant des informations de vol prévues sur une période de 10 ans ou plus. Bien qu'utile, l'indicateur NEF est plutôt approprié lorsque les activités aériennes à un aéroport donné sont relativement constantes. Cependant, de nombreux paramètres peuvent influencer la distribution spatiale du bruit aérien comme, par exemple, l'utilisation des pistes, le volume du trafic, les types d'aéronefs, les trajectoires de vols, etc. Dans le quatrième chapitre, nous avons souligné la nécessité de mettre régulièrement à jour les cartes de contours de bruit pour évaluer précisément les impacts du bruit aérien. Dans cet

article, nous avons relevé que la baisse soudaine du trafic aérien causée par la pandémie mondiale de COVID-19 a entraîné une diminution drastique des superficies des contours de bruit en 2020 comparativement à 2019. La prise en compte des effets longitudinaux du bruit aérien est importante, car cela peut avoir des répercussions sur l'identification des secteurs problématiques et sur l'estimation des populations exposées, mais également sur les patrons d'équité environnementale. Les courbes de bruit étant destinées à encadrer l'utilisation des terrains au voisinage des aéroports, il est donc important qu'elles soient mises à jour régulièrement pour tenir compte des changements des activités aériennes et refléter au mieux l'évolution des niveaux de bruit dans le temps.

5.2.2.2 La question du choix du type d'indicateur de bruit

Nos travaux ont permis de mettre en évidence certains enjeux relatifs à la mesure du bruit aérien. Les résultats tirés du troisième article (quatrième chapitre) indiquent qu'à Montréal des secteurs situés en dehors de la courbe NEF 25 de l'aéroport international de Montréal-Trudeau (second chapitre), sont pourtant exposés à des niveaux élevés de bruit aérien, dépassant les valeurs seuils de 45 dB(A) L_{den} et de 53 dB(A) L_{den} respectivement recommandées par l'OMS (WHO 2018) et par une revue systématique sur le bruit aérien (Gjestland 2018). Ces résultats rejoignent, en partie, ceux d'autres études effectuées sur l'île de Montréal. Ragettli et al. (2016) ont déjà observé qu'une forte proportion d'individus qui résident à l'extérieur de la courbe NEF 25 de l'aéroport international de Montréal-Trudeau se déclarent encore gênés par le bruit aérien. Plus récemment, un avis de la santé publique (DSP) de Montréal (Smargiassi et al. 2014) a souligné, à partir de différents critères de bruit aérien, que les secteurs délimités par la courbe NEF 25 ne concordaient pas avec ceux de la zone C dite de gêne modérée utilisée en France (L_{den} compris entre 55 et 65). Bien que nos résultats soient difficilement comparables avec ceux de Ragettli et al. (2016) et de Smargiassi et al. (2014) en raison des données mobilisées et des périodes considérées, cela nous amène à nous interroger sur la validité des seuils des courbes NEF préconisés par Transports Canada pour planifier l'aménagement du territoire à proximité des aéroports canadiens.

Récemment, un rapport du comité permanent des transports, de l'infrastructure et des collectivités de la Chambre des communes (TRAN 2019) a indiqué que l'indicateur de prévision de l'ambiance sonore utilisé au Canada n'était plus conforme aux normes internationales les plus récentes en matière de mesure du bruit aérien et recommande de réexaminer cet indicateur. Ceci

s'expliquerait, entre autres, par l'absence de mises à jour depuis les années 1970 des paramètres servant à calculer les courbes de bruit NEF. À cet égard, les seuils des courbes NEF se fondent sur des données sur les plaintes afin d'évaluer la réaction ou le degré de gêne de la population au bruit des transports en fonction des niveaux d'exposition (ou en fonction des valeurs des courbes NEF) (Wu 2020; Bradley 1996a). Toutefois, ces données sur les plaintes proviennent d'un petit nombre d'études réalisées sur des sujets non canadiens. Aussi, comme nous l'avons souligné dans notre revue de la littérature (section 1.1.1), les réactions physiologiques au bruit (par exemple, la gêne ressentie) varient d'un individu à un autre et peuvent être influencées tant par des facteurs acoustiques, que personnels ou environnementaux. De ce fait, l'utilisation des données sur les plaintes ne permet pas d'évaluer précisément l'ampleur du problème du bruit aérien, car elles ne sont pas nécessairement corrélées avec les niveaux de bruit mesurés (Bradley 1996b). Par ailleurs, l'indicateur NEF applique une pondération arbitraire pour la période nocturne (Bradley 1996a). Ces principales lacunes peuvent mener à des erreurs dans les valeurs des courbes de bruit NEF et conséquemment en matière de planification et d'utilisation des terrains au voisinage des aéroports.

Ces différents constats nous ont amenés à privilégier d'autres indicateurs de bruit qui sont couramment employés dans d'autres pays. Le troisième article (quatrième chapitre) a été l'occasion de tester l'impact de l'utilisation de différents types d'indicateurs de bruit aérien autre que l'indicateur NEF, à savoir : trois indicateurs énergétiques (L_{den} , L_{dn} et $L_{aeq,24h}$) et un indicateur événementiel (L_{Amax}). Nos résultats ont notamment montré que les contours de bruit de l'aéroport international de Montréal-Trudeau ne sont pas identiques d'un indicateur à l'autre. De ce fait, le choix de l'indicateur pour mesurer la dispersion spatiale du bruit aérien peut conduire à différents résultats. Tout d'abord, cela peut avoir des conséquences sur les estimations des populations touchées par des niveaux de bruit aérien élevés. Ces conclusions corroborent, en partie, les résultats de l'avis de santé publique (DSP) de Montréal démontrant que le choix du type d'indicateur de bruit aérien peut conduire à des résultats différents dans les estimations du nombre de logements exposés à des niveaux élevés de bruit aérien (Smargiassi et al. 2014). En outre, nous constatons que le choix de l'indicateur de bruit peut directement influencer les résultats du diagnostic de l'équité environnementale. En d'autres mots, nos résultats ont révélé l'existence de différents patrons d'équité environnementale selon le type d'indicateurs et les niveaux de bruit utilisés, pour un même aéroport et au même moment. À notre connaissance, de telles conclusions n'ont jamais été relevées dans la littérature en équité environnementale.

Finalement, ce présent travail s'inscrit au cœur des préoccupations actuelles sur la question du choix des indicateurs acoustiques les plus adaptés pour évaluer l'exposition des populations au bruit aérien. Dans la plupart des pays, les réglementations relatives aux nuisances sonores aériennes reposent majoritairement sur des indicateurs énergétiques (bruit moyen sur une période de temps déterminée) pour caractériser le bruit (par exemple, le L_{den} , L_{dn} et $L_{aeq,24h}$). En complément des indicateurs énergétiques, l'utilisation d'indicateurs événementiels (par exemple, le L_{Amax}) portant sur les niveaux sonores maximaux sur une durée donnée est de plus en plus privilégiée dans les études d'impacts, de diagnostics et dans la surveillance. Ces derniers sont considérés comme plus représentatifs du dérangement subi par la population environnante, car ils sont mieux adaptés pour mesurer les événements acoustiques à caractère ponctuel qui présentent de larges variations au cours du temps (par exemple, le trafic aérien). À ce sujet, le Conseil national du bruit, en France, recommande l'utilisation d'indicateurs événementiels en complément des indicateurs énergétiques pour que la gêne des populations soit mieux prise en compte vis-à-vis des pics de bruit liés à un survol d'un avion (Conseil National du Bruit 2019). Le rapport du comité permanent des transports, de l'infrastructure et des collectivités de la Chambre des communes (TRAN 2019) recommande également de revoir la mesure NEF en se référant aux normes internationales en matière de mesure du bruit aérien. Ainsi, ces différents constats plaident pour que le Canada utilise des indicateurs plus récents et adaptés pour refléter les différentes caractéristiques du bruit généré par le trafic aérien autour des aéroports canadiens.

5.3 Limites et pistes de recherche

Comme tout travail de recherche, cette thèse comprend plusieurs limites. Leur identification nous permet de dégager certaines pistes de recherche afin de contribuer à l'avancement des connaissances sur les impacts du bruit aérien.

La première limite de cette thèse se rapporte aux indicateurs de bruit retenus qui ne sont pas des mesures d'exposition, mais de concentration. Comme nous l'avons souligné dans les limites de chacun des articles de cette thèse, nous nous intéressons seulement à la concentration spatiale du bruit aérien que l'on retrouve, d'une part, dans les zones résidentielles des quatre plus grandes métropoles canadiennes, à savoir Toronto, Montréal, Calgary et Vancouver (second et quatrième chapitres) et, d'autre part, dans l'environnement scolaire dans la métropole de Toronto (troisième chapitre). Ces indicateurs ne nous informent pas sur l'exposition réelle des individus pendant une période de temps spécifique. Dans de futures recherches, il serait intéressant d'utiliser des

mesures d'exposition individuelle basées sur des appareils de mesure du bruit (comme des sonomètres) afin de vérifier la concordance avec les niveaux sonores modélisés et connaître l'exposition réelle des personnes à faible revenu, des minorités visibles, des enfants et des personnes âgées.

La seconde limite concerne nos analyses qui ont été effectuées sur deux types de milieux : résidentiel (second et quatrième chapitres) et scolaire (troisième chapitre). Toutefois, l'exposition au bruit aérien ne se limite pas à ces deux types de milieux. Autrement dit, en ne considérant que la localisation résidentielle et scolaire, nous n'illustrons qu'en partie les populations impactées par le bruit aérien. Pour une estimation plus précise des populations affectées par le bruit aérien, d'autres milieux pourraient être considérés dans les futures recherches comme les milieux de travail, récréatif et sportif, mais aussi la prise en compte des déplacements.

Une troisième limite se rapporte à certaines données utilisées dans le troisième chapitre. Premièrement, pour mesurer l'état des bâtiments nous avons utilisé un indice de l'état des installations scolaires (IEI) qui est une norme repère utilisée par le ministère de l'Éducation de l'Ontario pour comparer l'état relatif d'un ensemble de bâtiment scolaire. Cependant, cet indice ne nous renseigne pas sur la qualité de l'isolation acoustique (par exemple, isolation phonique des fenêtres), mais sur les besoins en matière de réparations et de réfection des bâtiments. Deuxièmement, pour mesurer la réussite scolaire, nous avons utilisé des données agrégées au niveau des écoles primaires. Or, l'utilisation de données agrégées ne nous permet pas de conclure à une influence directe au niveau individuel, car l'agrégation de données entraîne une perte d'information (erreur écologique). Bien que les données individuelles soient difficilement accessibles en raison du caractère sensible de l'information, des analyses reposant sur des données individuelles devraient être privilégiées dans de futures recherches afin de vérifier si les élèves localisés dans des secteurs affectés par des niveaux de bruit aérien élevés présentent des taux de réussite plus faibles.

Une quatrième limite est liée aux données utilisées pour modéliser les cartes de contours de bruit aérien dans le quatrième chapitre. Dans ce travail, les cartes de contours de bruit ont été produites à partir de données collectées sur deux journées à savoir, le mercredi 14 août 2019 et le vendredi 14 août 2020. Nous avons ciblé ces deux journées pour deux raisons. Premièrement, le mois d'août, après juillet, est la période de l'année la plus achalandée en termes de trafic aérien à l'aéroport international de Montréal-Trudeau. Deuxièmement, les décollages, généralement plus bruyants, ont été effectués principalement vers l'est de l'île de Montréal dans des secteurs

densément peuplés. Bien que ces deux journées soient censées être représentatives des pires journées des étés 2019 et 2020 en termes de trafic aérien et donc d'émissions sonores, nous n'analysons pas de manière fine l'évolution temporelle du bruit au cours d'une année. Il aurait été intéressant d'effectuer des modélisations pour différentes périodes (jour, semaine ou mois).

Une cinquième limite se rapporte au fait que le présent travail ne considère qu'une seule nuisance : le bruit. Or, le trafic aérien produit aussi des polluants atmosphériques. Bien que cette nuisance soit peu explorée dans la littérature en équité environnementale, Rissman et al. (2013) ont relevé que certains groupes vulnérables (par exemple, les populations à faible revenu et non blanches) sont disproportionnellement exposés à des niveaux élevés de particules fines autour de l'aéroport international Hartsfield-Jackson d'Atlanta, aux États-Unis. Dans de futurs travaux, il pourrait être intéressant d'analyser les distributions spatiales du bruit et des polluants atmosphériques issus du trafic aérien afin de mesurer les effets cumulatifs de ces nuisances à l'égard de nos quatre groupes de population vulnérables.

Finalement, notre recherche se fonde uniquement sur une approche quantitative du bruit aérien. Or, les cartes de contours de bruit ne reflètent pas nécessairement la perception de la population en termes d'exposition au bruit. Comme l'a révélé une étude montréalaise (Ragetti et al. 2016), une forte proportion de personnes se déclarent encore gênées en dehors des courbes de bruit NEF 25. Il serait donc intéressant de mener des enquêtes individuelles auprès de la population dans les secteurs résidentiels avoisinants les aéroports afin de connaître leurs perceptions sonores.

BIBLIOGRAPHIE

- Ades, Josefina, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin. 2012. « Are new patterns of low-income distribution emerging in Canadian metropolitan areas? » *The Canadian Geographer/Le Géographe Canadien* 56 (3): 339-361.
- ADMTL. 2020a. FAQ. [Online]. Available: <<https://www.admtl.com/en/adm/communities/soundscape/faq>>. <https://www.admtl.com/en/adm/communities/soundscape/faq>.
- . 2020b. Indicators at YUL. [Online]. Available: <<https://www.admtl.com/en/adm/communities/soundscape/indicators>>. <https://www.admtl.com/en/adm/communities/soundscape/indicators>.
- . 2021. « Statistics : Passenger traffic and aircraft movements. [Online]. Available: <<https://www.admtl.com/en/adm/medias/statistic>>. ». <https://www.admtl.com/en/adm/medias/statistic>.
- Agyeman, Julian et Bob Evans. 2004. « 'Just sustainability': the emerging discourse of environmental justice in Britain? » *Geographical Journal* 170 (2): 155-164.
- Amram, Ofer, Rebecca Abernethy, Michael Brauer, Hugh Davies et Ryan W. Allen. 2011. « Proximity of public elementary schools to major roads in Canadian urban areas. » *International Journal of Health Geographics* 10 (1): 1-11. doi: 10.1186/1476-072x-10-68.
- Apparicio, Philippe, Johanne Charbonneau et Gaëtan Dussault. 2008. « Identification des concentrations spatiales de minorités dans la région métropolitaine de Montréal en 2006. » *INRS Centre - Urbanisation Culture Société*.
- Apparicio, Philippe, Marie-Soleil Cloutier, Anne-Marie Séguin et Josefina Ades. 2010. « Accessibilité spatiale aux parcs urbains pour les enfants et injustice environnementale. Exploration du cas montréalais. » *Revue internationale de géomatique* 20 (3): 363-389.
- Apparicio, Philippe, Marie-Soleil Cloutier et Richard Shearmur. 2007. « The case of Montreal's missing food deserts: evaluation of accessibility to food supermarkets. » *International Journal of Health Geographics* 6 (1): 1.
- Apparicio, Philippe et Anne-Marie Séguin. 2006. « L'accessibilité aux services et aux équipements: un enjeu d'équité pour les personnes âgées résidant en HLM à Montréal. » *Cahiers de géographie du Québec* 50 (139): 23-44.
- Apparicio, Philippe, Anne-Marie Séguin et Jean Dubé. 2016. « Spatial distribution of vegetation in and around city blocks on the Island of Montreal: A double environmental inequity? » *Applied Geography* 76: 128-136.
- Audrin, Thomas, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin. 2021. « La localisation des écoles primaires et le bruit aérien dans la région métropolitaine de Toronto : un diagnostic d'équité

- environnementale et une analyse des impacts sur la réussite scolaire. » *Revue canadienne des sciences régionales / The Canadian Journal of Regional Science* 44 (1): 22-34.
- Audrin, Thomas, Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin et Jérémy Gelb. 2019. « Bruit aérien et équité environnementale dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes. » *The Canadian Geographer/Le Géographe Canadien* 64 (1): 155-168.
- Babisch, Wolfgang, Danny Houthuijs, Göran Pershagen, Ennio Cadum, Klea Katsouyanni, Manolis Velonakis, Marie-Louise Dudley, Heinz-Dieter Marohn, Wim Swart et Oscar Breugelmans. 2009. « Annoyance due to aircraft noise has increased over the years—Results of the HYENA study. » *Environment International* 35 (8): 1169-1176.
- Babisch, Wolfgang et Irene Van Kamp. 2009. « Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension. » *Noise and Health* 11 (44): 161.
- Basner, M., W. Babisch, A. Davis, M. Brink, C. Clark, S. Janssen et S. A. Stansfeld. 2014. « Auditory and non-auditory effects of noise on health. » *The Lancet* 383 (9925): 1325-1332.
- Basner, M., A. Samel et U. Isermann. 2006. « Aircraft noise effects on sleep: application of the results of a large polysomnographic field study. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 52 (5): 109-123.
- Basner, Mathias, Charlotte Clark, Anna Hansell, James I. Hileman, Sabine Janssen, Kevin Shepherd et Victor Sparrow. 2017. « Aviation noise impacts: state of the science. » *Noise & Health* 19 (87): 41.
- Basner, Mathias et Sarah McGuire. 2018. « WHO environmental noise guidelines for the European region: a systematic review on environmental noise and effects on sleep. » *International journal of environmental research and public health* 15 (3): 519.
- Bateman, Ian, Brett Day, Iain Lake et Andrew Lovett. 2001. *The effect of road traffic on residential property values: a literature review and hedonic pricing study*. Scottish Executive.
- Baudin, Clémence, Marie Lefèvre, Bernard Laumon et Anne-Sophie Evrard. 2018. « The effects of annoyance due to aircraft noise on psychological distress: the results of the DEBATS study in France. » *Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique* 66: S387.
- Been, Vicki. 1994. « Locally undesirable land uses in minority neighborhoods: Disproportionate siting or market dynamics? » *Yale Law Journal*: 1383-1422.
- Berglund, Birgitta, Thomas Lindvall et Dietrich Schwela. 1999. *Guidelines for community noise*. Geneva: World Health Organization.
- Bertazzon, Stefania, Scott Olson et Merrill Knudtson. 2010. « A spatial analysis of the demographic and socio-economic variables associated with cardiovascular disease in Calgary (Canada). » *Applied Spatial Analysis and Policy* 3 (1): 1-23.
- Black, Deborah A., John A. Black, Tharit Issarayangyun et Stephen. E. Samuels. 2007. « Aircraft noise exposure and resident's stress and hypertension: A public health perspective for airport environmental management. » *Journal of Air Transport Management* 13 (5): 264-276. doi: 10.1016/j.jairtraman.2007.04.003.

- Bocquier, Aurélie, Sébastien Cortaredona, Céline Boutin, Aude David, Alexis Bigot, Basile Chaix, Jean Gaudart et Pierre Verger. 2013. « Small-area analysis of social inequalities in residential exposure to road traffic noise in Marseilles, France. » *The European Journal of Public Health* 23 (4): 540-546.
<http://eurpub.oxfordjournals.org/content/eurpub/23/4/540.full.pdf>.
- Bolin, Bob, Amy Nelson, Edward J. Hackett, K David Pijawka, Scott C. Smith, Diane Sicotte, Edward K. Sadalla, Eric Matranga et Maureen O'Donnell. 2002. « The ecology of technological risk in a Sunbelt city. » *Environment and Planning A* 34 (2): 317-339.
- Boone, Christopher G., Geoffrey L. Buckley, Morgan J. Grove et Chona Sister. 2009. « Parks and people: An environmental justice inquiry in Baltimore, Maryland. » *Annals of the Association of American Geographers* 99 (4): 767-787.
- Boone, Christopher G. et Ali Modarres. 1999. « Creating a toxic neighborhood in Los Angeles County: A historical examination of environmental inequity. » *Urban Affairs Review* 35 (2): 163-187.
- Bradley, John S. 1996a. *NEF Validation Study: (3) Final Report*: National Research Council of Canada.
- . 1996b. *NEF validation study:(2) Review of aircraft noise and its effects*: National Research Council of Canada.
- Bradley, Robert H et Robert F Corwyn. 2002. « Socioeconomic status and child development. » *Annual review of psychology* 53 (1): 371-399.
- Brainard, Julii S., Andrew P. Jones, Ian J. Bateman et Andrew A. Lovett. 2004. « Exposure to environmental urban noise pollution in Birmingham, UK. » *Urban Studies* 41 (13): 2581-2600.
- Brainard, Julii S., Andrew P. Jones, Ian J. Bateman, Andrew A. Lovett et Peter J. Fallon. 2002. « Modelling environmental equity: access to air quality in Birmingham, England. » *Environment and Planning A* 34 (4): 695-716.
<http://epn.sagepub.com/content/34/4/695.full.pdf>.
- Brown, Phil. 1995. « Race, class, and environmental health: a review and systematization of the literature. » *Environmental Research* 69 (1): 15-30.
- Brueckner, Jan K. 2003. « Airline traffic and urban economic development. » *Urban Studies* 40 (8): 1455-1469.
- Bruitparif. 2011. *Effet acoustique du relèvement des altitudes de survols*.
<https://www.bruitparif.fr/pages/En-tete/600%20Publications/700%20Rapports%20d%27étude%20-%20bruit%20aérien/2011-12-01%20-%20Fiche%20éclairage%20-%20Effet%20du%20relèvement%20des%20altitudes.pdf>.
- . 2020. *Les effets du confinement sur le bruit en Île-de-France*. Consulté le February 18, 2020. <https://www.bruitparif.fr/>.

- Bullard, Robert D. 1983. « Solid waste sites and the black Houston community. » *Sociological inquiry* 53 (2-3): 273-288.
- . 2000. *Dumping in Dixie: Race, class, and environmental quality*. Westview Press Boulder, CO.
- Buzzelli, Michael et Michael Jerrett. 2004. « Racial gradients of ambient air pollution exposure in Hamilton, Canada. » *Environment and Planning A* 36 (10): 1855-1876.
- . 2007. « Geographies of susceptibility and exposure in the city: environmental inequity of traffic-related air pollution in Toronto. » *Canadian journal of regional science* 30 (2).
- Buzzelli, Michael, Michael Jerrett, Richard Burnett et Norm Finklestein. 2003. « Spatiotemporal perspectives on air pollution and environmental justice in Hamilton, Canada, 1985–1996. » *Annals of the Association of American Geographers* 93 (3): 557-573.
- CAA. 2020. *Measuring and modelling noise*. Civil Aviation Authority. <https://www.caa.co.uk/Consumers/Environment/Noise/Measuring-and-modelling-noise/>.
- Carrier, Mathieu, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin. 2015. « Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups? » *Journal of Transport Geography* 51: 1-8. doi: 10.1016/j.jtrangeo.2015.10.020.
- . 2016. « Road traffic noise geography during the night in Montreal: An environmental equity assessment. » *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien* 60 (3): 394-405. doi: 10.1111/cag.12281.
- Carrier, Mathieu, Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin et Dan Crouse. 2014a. « Ambient air pollution concentration in Montreal and environmental equity: Are children at risk at school? » *Case Studies on Transport Policy* 2 (2): 61-69.
- . 2014b. « The application of three methods to measure the statistical association between different social groups and the concentration of air pollutants in Montreal: a case of environmental equity. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 30: 38-52.
- . 2019. « School locations and road transportation nuisances in Montreal: An environmental equity diagnosis. » *Transport policy* 81: 302-310.
- Carrier, Mathieu, Anne-Marie Séguin, Philippe Apparicio et Dan Crouse. 2013. « Les résidences pour personnes âgées de l'île de Montréal appartenant aux parcs social et privé: une exposition inéquitable à la pollution de l'air? » *Cahiers de géographie du Québec* 57 (161): 239-256.
- Casey, Joan A., Rachel Morello-Frosch, Daniel J. Mennitt, Kurt Fristrup, Elizabeth L. Ogburn et Peter James. 2017. « Race/ethnicity, socioeconomic status, residential segregation, and spatial variation in noise exposure in the contiguous United States. » *Environmental Health Perspectives* 125 (7): 077017.

- Chaix, Basile, Susanna Gustafsson, Michael Jerrett, Håkan Kristersson, Thor Lithman, Ake Boalt et Juan Merlo. 2006. « Children's exposure to nitrogen dioxide in Sweden: investigating environmental injustice in an egalitarian country. » *J Epidemiol Community Health* 60. doi: 10.1136/jech.2005.038190.
- Chakraborty, Jayajit. 2006. « Evaluating the environmental justice impacts of transportation improvement projects in the US. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 11 (5): 315-323.
- . 2009. « Automobiles, air toxics, and adverse health risks: Environmental inequities in Tampa Bay, Florida. » *Annals of the Association of American Geographers* 99 (4): 674-697.
- Chakraborty, Jayajit, Juliana A. Maantay et Jean D. Brender. 2011. « Disproportionate proximity to environmental health hazards: methods, models, and measurement. » *American journal of public health* 101 (S1): S27-S36.
- Chavis, Benjamin F. et Charles Lee. 1987. « Toxic wastes and race in the United States. » *United Church of Christ Commission for Racial Justice*.
- Cidell, Julie. 2008. « Challenging the contours: critical cartography, local knowledge, and the public. » *Environment and Planning A* 40 (5): 1202-1218.
- City of Richmond. 2012. « Official Community Plan (OCP). ». https://www.richmond.ca/shared/assets/OCP_9000_consolidation34181.pdf.
- Clark, C., R. Crombie, J. Head, I. Van Kamp, E. Van Kempen et S.A. Stansfeld. 2012. « Does traffic-related air pollution explain associations of aircraft and road traffic noise exposure on children's health and cognition? A secondary analysis of the United Kingdom sample from the RANCH project. » *American journal of epidemiology* 176 (4): 327-337.
- Clark, Charlotte, Rocio Martin, Elise Van Kempen, Tamuno Alfred, Jenny Head, Hugh W. Davies, Mary M. Haines, Isabel L. Barrio, Mark. Matheson et Stephen A. Stansfeld. 2006. « Exposure-effect relations between aircraft and road traffic noise exposure at school and reading comprehension - The RANCH project. » *Am J Epidemiol* 163. doi: 10.1093/aje/kwj001.
- Cohen, Jeffrey P, Cletus C Coughlin et Jonas C Crews. 2017. « Airport Noise in Atlanta: The Inequality of Sound. ».
- Cohen, Jeffrey P. et Cletus C. Coughlin. 2008. « Spatial hedonic models of airport noise, proximity, and housing prices. » *Journal of Regional Science* 48 (5): 859-878.
- Cohen, Jeffrey P., Cletus C. Coughlin et Jonas Crews. 2019. « Traffic noise in Georgia: Sound levels and inequality. » *Journal of Housing Economics* 44: 150-165.
- Collins, Timothy W., Sara E. Grineski et Shawna M. Nadybal. 2019. « Social disparities in exposure to noise at public schools in the contiguous United States. » *Environmental Research* 175: 257-265.

- Collins, Timothy W., Shawna Nadybal et Sara E. Grineski. 2020. « Sonic injustice: Disparate residential exposures to transport noise from road and aviation sources in the continental United States. » *Journal of Transport Geography* 82: 102604.
- Conseil National du Bruit. 2019. *Avis du Conseil National du Bruit du 12 juin 2019 sur les indicateurs relatifs au bruit généré dans l'environnement*. France. <https://bruit.fr/images/pdf/avis-cnb-12-juin-2019-indicateurs-bruit-environnement.pdf>.
- Correia, Andrew W., Junenette L. Peters, Jonathan I. Levy, Steven Melly et Francesca Dominici. 2013. « Residential exposure to aircraft noise and hospital admissions for cardiovascular diseases: multi-airport retrospective study. » *bmj* 347: f5561.
- Crawley, Michael J. 2012. *The R book*. John Wiley & Sons.
- Crouse, Dan L., Mark S. Goldberg et Nancy A. Ross. 2009. « A prediction-based approach to modelling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution in Montreal, Canada. » *Atmospheric Environment* 43 (32): 5075-5084.
- Daigle, Gilles A. 2007. « Sound propagation: Review nad tutorial. » *Noise News International* 15 (3): 100-105.
- Dale, Laura M., Maximilien Debia, Olivier C. Mudaheranwa, Céline Plante et Audrey Smargiassi. 2014. « An exploration of transportation source contribution to noise levels near an airport. » *Environment and Pollution* 3 (1): 73.
- Dale, Laura M., Sophie Goudreau, Stéphane Perron, Martina S. Ragetti, Marianne Hatzopoulou et Audrey Smargiassi. 2015. « Socioeconomic status and environmental noise exposure in Montreal, Canada. » *BMC public health* 15 (1): 1.
- Day, Rosemary. 2008. « Local environments and older people's health: dimensions from a comparative qualitative study in Scotland. » *Health & place* 14 (2): 299-312.
- Day, Rosie. 2010. « Environmental justice and older age: consideration of a qualitative neighbourhood-based study. » *Environment and Planning A* 42 (11): 2658-2673.
- Dekoninck, Luc. 2020. Detecting and Correlating Aircraft Noise Events below Ambient Noise Levels Using OpenSky Tracking Data. In *Multidisciplinary Digital Publishing Institute Proceedings*.
- Delaunay, Déborah, Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin, Jérémy Gelb et Mathieu Carrier. 2019. « L'identification des zones calmes et un diagnostic d'équité environnementale à Montréal. » *The Canadian Geographer/Le Géographe Canadien* 63 (2): 184-197. doi: 10.1111/cag.12511.
- Dobruszkes, Frédéric et Marina Efthymiou. 2020. « When environmental indicators are not neutral: Assessing aircraft noise assessment in Europe. » *Journal of Air Transport Management* 88: 101861.
- Eagan, Mary E. 2009. *Compilation of Noise Programs in Areas Outside DNL 65*. Transportation Research Board.

- Earthman, Glen I. 2002. « School facility conditions and student academic achievement. » *UC Los Angeles: UCLA's Institute for Democracy, Education, and Access*.
- ECAC. 2016. *Doc 29: Report on Standard Method of Computing Noise Contours around Civil Airports. Vol. 2: Technical Guide*, fourth. Neuilly-sur-Seine, France: European Civil Aviation Conference.
- Eibich, Peter, Konstantin Kholodilin, Christian Krekel et Gert G. Wagner. 2015. « Aircraft noise in Berlin affects quality of life even outside the airport grounds. » *DIW Economic Bulletin* 5 (9): 127-133.
- Elford, Spencer et Matthew D. Adams. 2021. « Associations between socioeconomic status and ultrafine particulate exposure in the school commute: An environmental inequality study for Toronto, Canada. » *Environmental Research* 192: 110224.
- Emerson, Frank C. 1969. *The determinants of residential value with special reference to the effects of aircraft nuisance and other environmental features*. University of Minnesota.
- Eriksson, Charlotta, Gösta Bluhm, Agneta Hilding, Claes-Göran Östenson et Göran Pershagen. 2010. « Aircraft noise and incidence of hypertension—gender specific effects. » *Environmental Research* 110 (8): 764-772.
- Eriksson, Charlotta, Mats Rosenlund, Göran Pershagen, Agneta Hilding, Claes-Göran Östenson et Gösta Bluhm. 2007. « Aircraft noise and incidence of hypertension. » *Epidemiology*: 716-721.
- EUROCONTROL. 2020. *Integrated aircraft noise and emissions modelling platform (IMPACT)*. [Online]. Available: <<https://www.eurocontrol.int/platform/integrated-aircraft-noise-and-emissions-modelling-platform>>. <https://www.eurocontrol.int/platform/integrated-aircraft-noise-and-emissions-modelling-platform>.
- European parliament. 2002. « Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise. » *Official Journal of the European Union* 189: 12-25.
- Evrard, Anne-Sophie, Liacine Bouaoun, Patricia Champelovier, Jacques Lambert et Bernard Laumon. 2015. « Does exposure to aircraft noise increase the mortality from cardiovascular disease in the population living in the vicinity of airports? Results of an ecological study in France. » *Noise & Health* 17 (78): 328.
- Evrard, Anne-Sophie, Marie Lefèvre, Patricia Champelovier, Jacques Lambert et Bernard Laumon. 2017. « Does aircraft noise exposure increase the risk of hypertension in the population living near airports in France? » *Occupational and environmental medicine* 74 (2): 123-129.
- Executive Order. 1994. « Federal actions to address environmental justice in minority populations and low-income populations: executive order 12898. » *Federal Register* 59 (32): 7629-7633.

- FAA. 2016. Appendix A to Part 36 - Aircraft Noise Measurement and Evaluation. In *14 CFR § 36101*. US Federal Aviation Administration. <https://www.govinfo.gov/app/details/CFR-2016-title14-vol1/CFR-2016-title14-vol1-part36-appA>.
- . 2018. *FAA History of Noise*. https://www.faa.gov/regulations_policies/policy_guidance/noise/history/.
- Faburel, Guillaume. 2003. « Le bruit des avions, facteur de révélation et de construction de territoires. » *L'Espace géographique* 32 (3): 205-223.
- Faburel, Guillaume et Isabelle Maleyre. 2007. « Le bruit des avions comme facteur de dépréciations immobilières, de polarisation sociale et d'inégalités environnementales. Le cas d'Orly. » *Développement durable et territoires Économie, géographie, politique, droit, sociologie* (Dossier 9).
- Federal Aviation Administration. 1983. *AC 150/5020-1 - Noise Control and Compatibility Planning for Airports*. Advisory Circular. https://www.faa.gov/airports/resources/advisory_circulars/index.cfm/go/document.current/documentNumber/150_5020-1.
- Fidell, Sanford et Vincent Mestre. 2020. « Aircraft Noise Measurement and Modeling. » In *A Guide To US Aircraft Noise Regulatory Policy*, 59-74. Springer.
- Filippone, Antonio. 2014. « Aircraft noise prediction. » *Progress in Aerospace Sciences* 68: 27-63.
- FlightAware. [Online]. Available: <<https://flightaware.com>>. <https://flightaware.com>.
- Flightradar24. *Build your own ADS-B receiver*. [Online]. Available: <<https://www.flightradar24.com/build-your-own>>.
- . [Online]. Available: <<https://www.flightradar24.com/>>. <https://www.flightradar24.com/>.
- Flores, Rodrigo, Paolo Gagliardi, César Asensio et Gaetano Licitra. 2017. « A Case Study of the Influence of Urban Morphology on Aircraft Noise. » *Acoustics Australia* 45 (2): 389-401.
- Flores, Rodrigo, César Asensio, Paolo Gagliardi et Gaetano Licitra. 2019. « Study of the correction factors for aircraft noise façade measurements. » *Applied Acoustics* 145: 399-407.
- Floud, Sarah, Marta Blangiardo, Charlotte Clark, Kees de Hoogh, Wolfgang Babisch, Danny Houthuijs, Wim Swart, Göran Pershagen, Klea Katsouyanni et Manolis Velonakis. 2013. « Exposure to aircraft and road traffic noise and associations with heart disease and stroke in six European countries: a cross-sectional study. » *Environmental Health* 12 (1): 1-11.
- Floud, Sarah, Federica Vigna-Taglianti, Anna Hansell, Marta Blangiardo, Danny Houthuijs, Oscar Breugelmans, Ennio Cadum, Wolfgang Babisch, Jenny Selander et Göran Pershagen. 2011. « Medication use in relation to noise from aircraft and road traffic in six European countries: results of the HYENA study. » *Occupational and environmental medicine* 68 (7): 518-524.

- Fol, Sylvie et Géraldine Pflieger. 2010. « La justice environnementale aux États-Unis: construction et usages d'une catégorie d'analyse et d'une catégorie d'action. » *Justice spatiale/Spatial Justice* 2.
- Forastiere, Francesco, Massimo Stafoggia, Carola Tasco, Sally Picciotto, Nerina Agabiti, Giulia Cesaroni et Carlo A. Perucci. 2007. « Socioeconomic status, particulate air pollution, and daily mortality: differential exposure or differential susceptibility. » *American journal of industrial medicine* 50 (3): 208-216.
- Franssen, Ellis A., Carla M. Van Wiechen, Nico J. Nagelkerke et Erik Lebet. 2004. « Aircraft noise around a large international airport and its impact on general health and medication use. » *Occupational and environmental medicine* 61 (5): 405-413.
- Ganic, Emir M., Fedja Netjasov et Obrad Babic. 2015. « Analysis of noise abatement measures on European airports. » *Applied Acoustics* 92: 115-123.
- Gasco, Luis, Cesar Asensio et Guillermo de Arcas. 2017. « Communicating airport noise emission data to the general public. » *Science of the Total Environment* 586: 836-848.
- Ghosh, Sutama. 2014. « Everyday lives in vertical neighbourhoods: Exploring Bangladeshi residential spaces in Toronto's inner suburbs. » *International Journal of Urban and Regional Research* 38 (6): 2008-2024.
- Girvin, Raquel. 2009. « Aircraft noise-abatement and mitigation strategies. » *Journal of Air Transport Management* 15 (1): 14-22.
- Gjestland, Truls. 2018. « A Systematic Review of the Basis for WHO's New Recommendation for Limiting Aircraft Noise Annoyance. » *International journal of environmental research and public health* 15 (12): 2717.
- Goines, Lisa et Louis Hagler. 2007. « Noise pollution: a modern plague. » *Southern Medical Journal* 100 (3): 287.
- Gouveia, Nelson et Tony Fletcher. 2000. « Time series analysis of air pollution and mortality: effects by cause, age and socioeconomic status. » *Journal of Epidemiology & Community Health* 54 (10): 750-755.
- Government of Alberta. 2021. Calgary International Airport Vicinity Protection Area Regulation. Province of Alberta. https://www.gp.alberta.ca/1266.cfm?page=2009_177.cfm&leg_type=Regs&isbncIn=9780779826414.
- Government of Canada. 2019. *Open Governmental Portal*. <https://open.canada.ca/en>.
- Government of Ontario. 2019a. *Ontario GeoHub*. <https://geohub.lio.gov.on.ca>.
- . 2019b. *School information and student demographics*. <https://data.ontario.ca/en/dataset/school-information-and-student-demographics>.

- Green, Kendall B., Bernard S. Pasternack et Roy E. Shore. 1982. « Effects of aircraft noise on reading ability of school-age children. » *Archives of environmental health: an international journal* 37 (1): 141-145.
- Green, Richard K. 2007. « Airports and economic development. » *Real estate economics* 35 (1): 91-112.
- Greiser, Eberhard, Claudia Greiser et Katrin Janhsen. 2007. « Night-time aircraft noise increases prevalence of prescriptions of antihypertensive and cardiovascular drugs irrespective of social class—the Cologne-Bonn Airport study. » *Journal of Public Health* 15 (5): 327-337.
- Grineski, Sara E. et Timothy W. Collins. 2018. « Geographic and social disparities in exposure to air neurotoxicants at US public schools. » *Environmental Research* 161: 580-587.
- Grineski, Sara E., Timothy W. Collins et Daniel E. Adkins. 2020. « Hazardous air pollutants are associated with worse performance in reading, math, and science among US primary schoolchildren. » *Environmental Research* 181: 108925.
- Grineski, Sara E., Timothy W. Collins et Jayajit Chakraborty. 2013. « Hispanic heterogeneity and environmental injustice: Intra-ethnic patterns of exposure to cancer risks from traffic-related air pollution in Miami. » *Population and environment* 35 (1): 26-44.
- Grineski, Sara Elizabeth et Timothy Collins. 2019. « Lifetime cancer risks from hazardous air pollutants in US public school districts. » *J Epidemiol Community Health* 73 (9): 854-860.
- GTAA. 2018. *Noise Exposure Forecast 2005*. <https://www.torontopearson.com/>.
- Guski, Rainer. 2004. « How to forecast community annoyance in planning noisy facilities. » *Noise and Health* 6 (22): 59.
- Guski, Rainer, Dirk Schreckenberget et Rudolf Schuemer. 2017. « WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and annoyance. » *International journal of environmental research and public health* 14 (12): 1539.
- Haines, Mary M., Stephen A. Stansfeld, Jenny Head et Raymond F. Job. 2002. « Multilevel modelling of aircraft noise on performance tests in schools around Heathrow Airport London. » *Journal of Epidemiology and Community Health* 56 (2): 139-144. doi: 10.1136/jech.56.2.139.
- Hall, Fred L., Susan E. Birnie, Martin S. Taylor et John E. Palmer. 1981. « Direct comparison of community response to road traffic noise and to aircraft noise. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 70 (6): 1690-1698.
- Hamilton, Cynthia. 1994. « Concerned citizens of south central Los Angeles. » *Unequal protection: Environmental Justice and communities of color*: 207-219.
- Hansell, Anna L., Marta Blangiardo, Lea Fortunato, Sarah Floud, Kees De Hoogh, Daniela Fecht, Rebecca E. Ghosh, Helga E. Laszlo, Clare Pearson et Linda Beale. 2013. « Aircraft noise and cardiovascular disease near Heathrow airport in London: small area study. » *bmj* 347.

- Hao, Yiyang et Jian Kang. 2014. « Influence of mesoscale urban morphology on the spatial noise attenuation of flyover aircrafts. » *Applied Acoustics* 84: 73-82.
- Haralabidis, Alexandros S., Konstantina Dimakopoulou, Federica Vigna-Taglianti, Matteo Giampaolo, Alessandro Borgini, Marie-Louise Dudley, Göran Pershagen, Gösta Bluhm, Danny Houthuijs et Wolfgang Babisch. 2008. « Acute effects of night-time noise exposure on blood pressure in populations living near airports. » *European heart journal* 29 (5): 658-664.
- Harner, John, Kee Warner, John Pierce et Tom Huber. 2002. « Urban environmental justice indices. » *The Professional Geographer* 54 (3): 318-331.
- Hauptvogel, Dominik, Susanne Bartels, Dirk Schreckenberget Tobias Rothmund. 2021. « Aircraft Noise Distribution as a Fairness Dilemma—A Review of Aircraft Noise through the Lens of Social Justice Research. » *International journal of environmental research and public health* 18 (14): 7399.
- Havard, Sabrina, Séverine Deguen, Denis Zmirou-Navier, Charles Schillinger et Denis Bard. 2009. « Traffic-related air pollution and socioeconomic status: a spatial autocorrelation study to assess environmental equity on a small-area scale. » *Epidemiology* 20 (2): 223-230.
- Havard, Sabrina, Brian J. Reich, Kathy Bean et Basile Chaix. 2011. « Social inequalities in residential exposure to road traffic noise: an environmental justice analysis based on the RECORD Cohort Study. » *Occupational and environmental medicine* 68 (5): 366-374.
- Heleno, Tarcilene A., Jules G. Slama et Flavio M. Bentes. 2014. « Analysis of airport noise through LAeq noise metrics. » *Journal of Air Transport Management* 37: 5-9.
- Heyes, Graeme, Paul Hooper, Fiona Raje, Ian Flindell, Delia Dimitriu, Fabio Galatioto, Narcisa E Burtea, Barbara Ohlenforst et Olena Konovalova. 2021. « The Role of Communication and Engagement in Airport Noise Management. » *Sustainability* 13 (11): 6088.
- Hoeger, Rainer, Dirk Schreckenberget Ute Felscher-Suhr et Barbara Griefahn. 2002. « Night-time noise annoyance: State of the art. » *Noise and Health* 4 (15): 19.
- Hokanson, Barry, Martin Minkoff, Steve Nichols et Susan Cowart. 1981. *Measures of noise damage costs attributable to motor vehicle travel.*
- Holifield, Ryan. 2001. « Defining environmental justice and environmental racism. » *Urban Geography* 22 (1): 78-90.
- Houde, Maxime, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin. 2018. « A ride for whom: Has cycling network expansion reduced inequities in accessibility in Montreal, Canada? » *Journal of Transport Geography* 68: 9-21.
- Huss, Anke, Adrian Spoerri, Matthias Egger et Martin Rössli. 2010. « Aircraft noise, air pollution, and mortality from myocardial infarction. » *Epidemiology* 21 (6): 829-836.

- Hygge, Staffan, Gary W. Evans et Monika Bullinger. 2002. « A prospective study of some effects of aircraft noise on cognitive performance in schoolchildren. » *Psychological science* 13 (5): 469-474.
- ICAO. 2001a. *Part V, Annex 16 to the Chicago convention. ICAO assembly resolution A37-18, Appendix C.*
- . 2001b. *Resolutions adopted at the 33rd session of the assembly provisional edition.* Montreal, Canada: International Civil Aviation Organization.
- . 2008. *Annex 16 to the Convention on International Civil Aviation: International Civil Aviation Organization.* https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/laerm/gesetze/flugverkehr/ICAO_Annex16_Volume1.pdf.
- . 2017. *Annex 16 - Environmental Protection - Volume 1 - Aircraft Noise, 8th Edition:* International Civil Aviation Organization.
- . 2018. *Doc 9911/2nd Edition - Recommended Method for Computing Noise Contours Around Airports.* Montreal, Canada: International Civil Aviation Organization.
- . 2021. *Effects of Novel Coronavirus (COVID-19) on Civil Aviation: Economic Impact Analysis.* Montreal. Consulté le February 18, 2020. https://www.icao.int/sustainability/Documents/COVID-19/ICAO_Coronavirus_Econ_Impact.pdf.
- ISO. 1987. *Acoustics - Description and Measurement of Environmental Noise.* In *ISO 1996-2.* Geneva: International Standards Organization.
- Jarup, Lars, Wolfgang Babisch, Danny Houthuijs, Göran Pershagen, Klea Katsouyanni, Ennio Cadum, Marie-Louise Dudley, Pauline Savigny, Ingeburg Seiffert et Wim Swart. 2008. « Hypertension and Exposure to Noise Near Airports: the HYENA Study. » *Environmental Health Perspectives* 116 (3): 329.
- Jean, Sandrine. 2014. « Revisiter les rapports au quartier: choix résidentiels et attachement au quartier de jeunes familles de classes moyennes dans la région métropolitaine de Montréal. », Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique.
- Jerrett, Michael, Richard T. Burnett, Pavlos Kanaroglou, John Eyles, Norm Finkelstein, Chris Giovis et Jeffrey R. Brook. 2001. « A GIS—environmental justice analysis of particulate air pollution in Hamilton, Canada. » *Environment and Planning A* 33 (6): 955-973. <http://epn.sagepub.com/content/33/6/955.full.pdf>.
- Jerrett, Michael, John Eyles, Dana Cole et Steven Reader. 1997. « Environmental equity in Canada: an empirical investigation into the income distribution of pollution in Ontario. » *Environment and Planning A* 29 (10): 1777-1800. <http://epn.sagepub.com/content/29/10/1777>.
- Kaltenbach, M., C. Maschke et R. Klinke. 2008. « Health consequences of aircraft noise. » *Dtsch Arztebl Int* 105 (31-32): 548-556. doi: 10.3238/arztebl.2008.0548.

- Kaltenbach, Martin, Christian Maschke et Rainer Klinke. 2008. « Health consequences of aircraft noise. » *Deutsches Ärzteblatt International* 105 (31-32): 548.
- Kingham, Simon, Jamie Pearce et Peyman Zawar-Reza. 2007. « Driven to injustice? Environmental justice and vehicle pollution in Christchurch, New Zealand. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 12 (4): 254-263.
- Kroesen, Maarten, Eric J. Molin, Henk M. Miedema, Henk Vos, Sabine A. Janssen et Bert Van Wee. 2010. « Estimation of the effects of aircraft noise on residential satisfaction. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 15 (3): 144-153.
- Kroesen, Maarten, Eric J. Molin et Bert Van Wee. 2008. « Testing a theory of aircraft noise annoyance: A structural equation analysis. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 123 (6): 4250-4260.
- Kruize, H., P.P. Driessen, P. Glasbergen et K.N. Van Egmond. 2007. « Environmental equity and the role of public policy: experiences in the Rijnmond region. » *Environmental management* 40 (4): 578-595.
- Kryter, Karl D. 1959. « Scaling human reactions to the sound from aircraft. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 31 (11): 1415-1429.
- Lambert, Thomas et Christopher Boerner. 1997. « Environmental inequity: Economic causes, economic solutions. » *Yale J on Reg* 14: 195.
- Landry, Shawn M. et Jayajit Chakraborty. 2009. « Street trees and equity: evaluating the spatial distribution of an urban amenity. » *Environment and Planning A* 41 (11): 2651-2670.
- Laurian, Lucie. 2008. « Environmental injustice in France. » *Journal of Environmental Planning and Management* 51 (1): 55-79.
- Lawton, Ricky N. et Daniel Fujiwara. 2016. « Living with aircraft noise: Airport proximity, aviation noise and subjective wellbeing in England. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 42: 104-118.
- Ledent, Jacques, Cheryl Aman, Bruce Garnett, Jake Murdoch, David Walters et Marie McAndrew. 2013. « Academic performance and educational pathways of young allophones: A comparative multivariate analysis of Montreal, Toronto, and Vancouver. » *Canadian Studies in Population [ARCHIVES]* 40 (1-2): 35-56.
- Lee, Charles. 1992. « Toxic waste and race in the United States. » *Race and the incidence of environmental hazards: A time for discourse*: 10-27.
- Leloup, Xavier. 2007. « Vers la ville pluraliste? Distribution et localisation des minorités visibles à Montréal, Toronto et Vancouver en 2001. » *Canadian journal of regional science* 30 (2).
- Li, Liming, Ludovico Carrino, Erica Reinhard, Erik Timmermans, Martijn Huisman, Jip Claassens, Jeroen Lakerveld et Mauricio Avendano. 2021. « Aircraft noise control policy and mental health: a natural experiment based on the Longitudinal Aging Study Amsterdam (LASA). » *J Epidemiol Community Health* 75 (5): 458-463.

- Li, Max Z., Daniel Y. Suh et Megan S. Ryerson. 2018. « Visualizing aviation impacts: Modeling current and future flight trajectories with publicly available flight data. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 63: 769-785.
- Liu, Feng. 2000. *Environmental Justice Analysis: Theories, Methods, and Practice*. Taylor & Francis. <https://books.google.ca/books?id=89mIV7thbbkC>.
- Lloyd-Smith, Mariann E et Lee Bell. 2003. « Toxic disputes and the rise of environmental justice in Australia. » *International journal of occupational and environmental health* 9 (1): 14-23.
- Lord, Sébastien, Carole Després et Thierry Ramadier. 2011. « When mobility makes sense: A qualitative and longitudinal study of the daily mobility of the elderly. » *Journal of Environmental Psychology* 31 (1): 52-61.
- Lucas, Karen. 2006. « Providing transport for social inclusion within a framework for environmental justice in the UK. » *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 40 (10): 801-809.
- Lüdecke, Daniel. 2018. « sjstats: Statistical functions for regression models. » *R package version 014 0*.
- Maantay, Juliana. 2001. « Zoning, equity, and public health. » *American journal of public health* 91 (7): 1033.
- Macintyre, Sally, Laura Macdonald et Anne Ellaway. 2008. « Do poorer people have poorer access to local resources and facilities? The distribution of local resources by area deprivation in Glasgow, Scotland. » *Social science & medicine* 67 (6): 900-914.
- Mahashabde, Anuja, Philip Wolfe, Akshay Ashok, Christopher Dorbian, Qinxian He, Alice Fan, Stephen Lukachko, Aleksandra Mozdzanowska, Christoph Wollersheim et Steven R. Barrett. 2011. « Assessing the environmental impacts of aircraft noise and emissions. » *Progress in Aerospace Sciences* 47 (1): 15-52.
- Manuel, John. 2005. *Clamoring for quiet: New ways to mitigate noise*. National Institute of Environmental Health Sciences.
- Martin, Richard, Pierre Deshaies et Maurice Poulin. 2015. *Avis sur une politique québécoise de lutte au bruit environnemental : pour des environnements sonores sains*: INSPQ.
- Martin, Richard et Mathieu Gauthier. 2018. *Meilleures pratiques d'aménagement pour prévenir les effets du bruit environnemental sur la santé et la qualité de vie*: INSPQ.
- Martinez, Muriel. 2001. *L'impact des nuisances sonores de l'aéroport de Roissy CDG sur le marché foncier et l'immobilier: Approche exploratoire*. Association des Etudes Foncières, Rapport pour l'European Airport Project COFAR, et la Ville de Tremblay-en-France.
- Mc Andrew, Marie, Bruce Garnett, Jacques Ledent et Robert Sweet. 2011. « Les carrières scolaires des jeunes allophones à Montréal, Toronto et Vancouver: une analyse comparative. » *Journal of International Migration and Integration* 12 (4): 495.
- McGurty, Eileen. 2009. *Transforming environmentalism: Warren County, PCBs, and the origins of environmental justice*. Rutgers University Press.

- McMullan, Randall. 2017. *Environmental science in building*. Bloomsbury Visual Arts.
- Mennis, Jeremy. 2002. « Using geographic information systems to create and analyze statistical surfaces of population and risk for environmental justice analysis. » *Social science quarterly* 83 (1): 281-297.
- . 2009. « Dasymetric mapping for estimating population in small areas. » *Geography Compass* 3 (2): 727-745.
- Mense, Andreas et Konstantin A. Kholodilin. 2014. « Noise expectations and house prices: the reaction of property prices to an airport expansion. » *The Annals of Regional Science* 52 (3): 763-797.
- Michaud, David S., Stephen H. Bly et Stephen E. Keith. 2008. « Using a change in percent highly annoyed with noise as a potential health effect measure for projects under the Canadian Environmental Assessment Act. » *Canadian Acoustics* 36 (2): 13-28.
- Michaud, David S., Sanford Fidell, Karl Pearsons, Kenneth C. Campbell et Stephen E. Keith. 2007. « Review of field studies of aircraft noise-induced sleep disturbance. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 121 (1): 32-41.
- Michaud, David S., Stephen E. Keith et Dale McMurchy. 2005. « Noise annoyance in Canada. » *Noise and Health* 7 (27): 39.
- Miedema, Henk M. et Catharina G. Oudshoorn. 2001. « Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. » *Environmental Health Perspectives* 109 (4): 409.
- Miedema, Henk M. et Henk Vos. 1998. « Exposure-response relationships for transportation noise. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 104 (6): 3432-3445.
- ministère des Affaires municipales et du Logement. 2020. *Déclaration de principes Provinciale de 2020*. Ontario. <https://files.ontario.ca/mmah-provincial-policy-statement-2020-accessible-final-fr-2020-02-14.pdf>.
- ministère des Transports du Québec. 2016. *Devis de services professionnels: Réalisation d'une étude d'impact sonore*. . <https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/entreprises-partenaires/entreprises-reseaux-routier/contrats/Documents/services-professionnels/devis-etude-impact-sonore.docx>.
- Mitchell, Gordon et Danny Dorling. 2003. « An environmental justice analysis of British air quality. » *Environment and Planning A* 35 (5): 909-929.
- Mitchell, Gordon et Gordon Walker. 2007. « Methodological issues in the assessment of environmental equity and environmental justice. » In *Sustainable Urban Development Volume 2*, 443-468. Routledge.
- Morley, Helen, Ken Hume et Callum Thomas. 2003. Socio-economic status of aircraft noise complainers. In *Proceedings of the 8th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Rotterdam, The Netherlands*.

- Most, Michael T., Raja Sengupta et Michael A. Burgener. 2004. « Spatial scale and population assignment choices in environmental justice analyses. » *The Professional Geographer* 56 (4): 575-586.
- Murphy, Enda et Eoin King. 2014. *Environmental noise pollution: Noise mapping, public health, and policy*. Newnes.
- Muzet, Alain. 2007. « Environmental noise, sleep and health. » *Sleep medicine reviews* 11 (2): 135-142.
- Nassur, Ali-Mohamed, Marie Lefèvre, Bernard Laumon, Damien Léger et Anne-Sophie Evrard. 2019. « Aircraft noise exposure and subjective sleep quality: the results of the DEBATS study in France. » *Behavioral sleep medicine* 17 (4): 502-513.
- Nega, Tsegaye Habte, Laura Chihara, Kimberly Smith et Mallika Jayaraman. 2013. « Traffic Noise and Inequality in the Twin Cities, Minnesota. » *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 19 (3): 601-619. doi: 10.1080/10807039.2012.691409.
- Nelson, Jon P. 2004. « Meta-analysis of airport noise and hedonic property values. » *Journal of Transport Economics and Policy (JTEP)* 38 (1): 1-27.
- Neutens, Tijs. 2015. « Accessibility, equity and health care: review and research directions for transport geographers. » *Journal of Transport Geography* 43: 14-27.
- Nieuwenhuis, Jaap et Pieter Hooimeijer. 2016. « The association between neighbourhoods and educational achievement, a systematic review and meta-analysis. » *Journal of Housing and the Built Environment* 31 (2): 321-347.
- NoisedB. [Online]. Available: <<http://noisedb.stac.aviation-civile.gouv.fr>>.
- Ogneva-Himmelberger, Yelena et Brian Cooperman. 2010. « Spatio-temporal Analysis of Noise Pollution near Boston Logan Airport: Who Carries the Cost? » *Urban Studies* 47 (1): 169-182.
- Oiamo, Tor, Daniel Rainham, Hugh Davies, Claus Rinner, Kelly Drew, Ronald Macfarlane et Kelly Sabaliauskas. 2017. *Environmental Noise Study in the City of Toronto*. <https://www.toronto.ca/wp-content/uploads/2017/11/8f4d-tph-Environmental-Noise-Study-2017.pdf>.
- Ontario Ministry of Education. 2017a. School Facility Condition Index. <http://www.edu.gov.on.ca/eng/parents/fci.html>.
- . 2017b. School Information Finder. <http://www.edu.gov.on.ca/eng/sift/faq.html>.
- Ontario Ministry of the Environment. 2013. *Environmental Noise Guideline - Stationary and Transportation Sources - Approval and Planning (NPC-300)*.
- Padova, Allison. 2013. *La gestion du bruit des aéronefs au Canada*. Division de l'industrie, de l'infrastructure et des ressources: Bibliothèque du Parlement.

- Paik, Inja K. 1972. *Measurement of environmental externality in particular reference to noise*. University Microfilms.
- Pastor, Manuel, Jim Sadd et John Hipp. 2001. « Which came first? Toxic facilities, minority move-in, and environmental justice. » *Journal of Urban Affairs* 23 (1): 1-21.
- Pelletier, Anne, Carlos Ribeiro, Fanny Mietlicki, Fabrice Dugay, Anne Kauffmann, Benoît Lalloué, Hubert Isnard et Delphine Girard. 2013. SURVOL part3: Environmental pollution (air, noise) exposure and social deprivation around the major lie-de France airports. In *INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference Proceedings*: Institute of Noise Control Engineering.
- Peris, Eulalia. 2020. « Environmental noise in Europe: 2020. » *Eur Environ Agency* 1: 104.
- Perron, Stéphane, Céline Plante, Martina S Ragetti, David J Kaiser, Sophie Goudreau et Audrey Smargiassi. 2016. « Sleep disturbance from road traffic, railways, airplanes and from total environmental noise levels in Montreal. » *International journal of environmental research and public health* 13 (8): 809.
- Perron, Stéphane, Louis-François Tétreault, Norman King, Céline Plante et Audrey Smargiassi. 2012. « Review of the effect of aircraft noise on sleep disturbance in adults. » *Noise and Health* 14 (57): 58.
- Pham, Thi-Thanh-Hien, Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin, Shawn M. Landry et Martin Gagnon. 2012. « Spatial distribution of vegetation in Montreal: An uneven distribution or environmental inequity? » *Landscape and urban planning* 107 (3): 214-224.
- Potvin, Stéphanie, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin. 2019. « The spatial distribution of noise barriers in Montreal: A barrier to achieve environmental equity. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 72: 83-97.
- Preisendörfer, Peter, Ulf Liebe, Heidi Bruderer Enzler et Andreas Diekmann. 2021. « Annoyance due to residential road traffic and aircraft noise: Empirical evidence from two European cities. » *Environmental Research*: 112269.
- Pretto, M., P. Giannattasio, M. De Gennaro, A. Zanon et H. Kuehnelt. 2020. « Forecasts of future scenarios for airport noise based on collection and processing of web data. » *European Transport Research Review* 12 (1): 1-14.
- Pretto, M., P. Giannattasio, M. De Gennaro, A. Zanon et H. Kühnelt. 2019. « Web data for computing real-world noise from civil aviation. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 69: 224-249.
- Price, Irwin. 1975. « The social cost of airport noise as measured by rental changes: the case of Logan Airport. ».
- QGIS Development Team. 2021. *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association. <https://www.qgis.org>.

- Quehl, Julia, Uwe Mueller et Franco Mendolia. 2017. « Short-term annoyance from nocturnal aircraft noise exposure: results of the NORAH and STRAIN sleep studies. » *International archives of occupational and environmental health* 90 (8): 765-778.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria.
- Ragetti, Martina S., Sophie Goudreau, Céline Plante, Stéphane Perron, Michel Fournier et Audrey Smargiassi. 2016. « Annoyance from Road Traffic, Trains, Airplanes and from Total Environmental Noise Levels. » *International journal of environmental research and public health* 13 (1): 90.
- Rissman, Jeffrey, Saravanan Arunachalam, Todd BenDor et J Jason West. 2013. « Equity and health impacts of aircraft emissions at the Hartsfield-Jackson Atlanta International Airport. » *Landscape and Urban Planning* 120: 234-247.
- Robinson, William S. 1950. « Ecological Correlations and the Behavior of Individuals. » *American Sociological Review* 15 (3).
- Rocha, Carla M, Estie Kruger, Shane McGuire et Marc Tennant. 2015. « Role of public transport in accessibility to emergency dental care in Melbourne, Australia. » *Australian journal of primary health* 21 (2): 227-232.
- Rosen, Sherwin. 1974. « Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition. » *Journal of political economy* 82 (1): 34-55.
- Rosenlund, Mats, Niklas Berglind, Göran Pershagen, Lars Järup et Gösta Bluhm. 2001. « Increased prevalence of hypertension in a population exposed to aircraft noise. » *Occupational and environmental medicine* 58 (12): 769-773.
- Rozec, Valérie et Philippe Ritter. 2003. « Les avancées et les limites de la législation sur le bruit face au vécu du citoyen. » *Géocarrefour* 78 (2): 111-119.
- Salvi, Marco. 2008. « Spatial estimation of the impact of airport noise on residential housing prices. » *Swiss journal of economics and statistics* 144 (4): 577-606.
- Sampson, Natalie. 2012. « Environmental justice at school: understanding research, policy, and practice to improve our children's health. » *Journal of School Health* 82 (5): 246-252.
- Schäffer, Beat, Rudolf Bütikofer, Stefan Plüss et Georg Thomann. 2011. « Aircraft noise: accounting for changes in air traffic with time of day. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 129 (1): 185-199.
- Schipper, Youdi, Peter Nijkamp et Piet Rietveld. 1998. « Why do aircraft noise value estimates differ? A meta-analysis. » *Journal of Air Transport Management* 4 (2): 117-124.
- Schlatter, Felix, Micha Köpfli et Jean-Marc Wunderli. 2018. Relevance of buildings in aircraft noise predictions. In *INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference Proceedings*: Institute of Noise Control Engineering.
- Schlosberg, David. 2004. « Reconceiving Environmental Justice: Global Movements And Political Theories. » *Environmental Politics* 13 (3): 517-540. doi: 10.1080/0964401042000229025.

- . 2007. *Defining environmental justice: Theories, movements, and nature*. New-York: Oxford University Press.
- . 2013. « Theorising environmental justice: the expanding sphere of a discourse. » *Environmental Politics* 22 (1): 37-55.
- Schultz, Theodore J. 1978. « Synthesis of social surveys on noise annoyance. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 64 (2): 377-405.
- Schweitzer, Lisa et Max Stephenson. 2007. « Right answers, wrong questions: environmental justice as urban research. » *Urban Studies* 44 (2): 319-337.
- Sedoarisoa, Noëlvia. 2015. « Les Impacts des nuisances sonores aériennes: dépréciation immobilière et inégalité sociale? Cas des aéroports de Paris Charles-de-Gaulle, Paris-Orly, Paris-le-Bourget, Lyon Sain-Exupéry et Toulouse-Blagnac. », Cergy-Pontoise.
- Séguin, Anne-Marie et Philippe Apparicio. 2013. « Justice environnementale. » *Cahiers de géographie du Québec* 57 (161): 211-214.
- Séguin, Anne-Marie, Philippe Apparicio et Paula Negron. 2013. « La répartition de la population âgée dans huit métropoles canadiennes de 1981 à 2006: un groupe de moins en moins ségrégué. » *Cybergeo: European Journal of Geography*.
- Séguin, Anne-Marie, Philippe Apparicio et Mylène Riva. 2012. « Identifying, mapping and modelling trajectories of poverty at the neighbourhood level: The case of Montréal, 1986–2006. » *Applied Geography* 35 (1-2): 265-274.
- Sharp, Ben H., Donald McLaughlin, Charlotte Clark et Joy Hervey. 2014. *Assessing Aircraft Noise Conditions Affecting Student Learning, Volume 1*.
- Smargiassi, A., C. Plante, S. Perron, L.-F. Tétreault, S. Goudreau, N. King et L. Drouin. 2014. *Avis de santé publique sur les risques sanitaires associés au bruit des mouvements aériens à l'Aéroport international Pierre-Elliott-Trudeau*: Direction de Santé Publique (DSP).
- Smith, Michael J. 2004. *Aircraft noise*. Cambridge University Press.
- Smoyer-Tomic, Karen E., Jared Hewko et John Hodgson. 2004. « Spatial accessibility and equity of playgrounds in Edmonton, Canada. » *The Canadian Geographer/Le Géographe Canadien* 48 (3): 287-302.
- Smoyer-Tomic, Karen E., John C. Spence et Carl Amrhein. 2006. « Food deserts in the prairies? Supermarket accessibility and neighborhood need in Edmonton, Canada. » *The Professional Geographer* 58 (3): 307-326.
- Sobotta, Robin R., Heather E. Campbell et Beverly J. Owens. 2007. « Aviation noise and environmental justice: The barrio barrier. » *Journal of Regional Science* 47 (1): 125-154.
- Southgate, Dave. 2011. « The evolution of aircraft noise descriptors in Australia over the past decade. » *Proceeding of ACOUSTICS, Gold Coast, Australia*.

- Stansfeld, Stephen A., Birgitta Berglund, Charlotte Clark, Isabel Lopez-Barrio, Paul Fischer, Evy Öhrström, Mary M. Haines, Jenny Head, Staffan Hygge, Irene Van Kamp et Bernard F. Berry. 2005. « Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study. » *The Lancet* 365 (9475): 1942-1949. doi: 10.1016/s0140-6736(05)66660-3.
- Stansfeld, Stephen A. et Charlotte Clark. 2015. « Health effects of noise exposure in children. » *Current environmental health reports* 2 (2): 171-178.
- Stansfeld, Stephen A. et Mark P. Matheson. 2003. « Noise pollution: non-auditory effects on health. » *British medical bulletin* 68 (1): 243-257.
- Statistics Canada. 2016. Census Profile, 2016.
- . 2018a. Table 23-10-0018-01 Aircraft movements, by class of operation, airports with NAV CANADA towers, annual. https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/en/tv.action?pid=2310001801&request_locale=en.
- . 2018b. *Table 23-10-0253-01 Air passenger traffic at Canadian airports, annual*
- Statistique Canada. 2016. *Recensement de la population 2016*. <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/index-fra.cfm>.
- . 2017a. *Tableau 23-10-0018-01 Mouvements d'aéronefs, par classe de vol dans les aéroports dotés d'une tour de contrôle de NAV Canada, annuel*. <https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2310001801>.
- . 2017b. *Tableau 23-10-0253-01 Trafic aérien de passagers aux aéroports canadiens, annuel*. <https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2310025301>.
- . 2019a. *Mouvements d'aéronefs, par classe de vol dans les aéroports dotés d'une tour de contrôle de NAV Canada, annuel*. <https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2310001801>.
- . 2019b. *Trafic aérien des marchandises aux aéroports canadiens, annuel*. <https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/cv.action?pid=2310025401#timeframe>.
- Su, Jason G, Timothy Larson, Timothy Gould, Martin Cohen et Michael Buzzelli. 2010. « Transboundary air pollution and environmental justice: Vancouver and Seattle compared. » *GeoJournal* 75 (6): 595-608.
- Suau-Sanchez, Pere, Augusto Voltes-Dorta et Natàlia Cugueró-Escofet. 2020. « An early assessment of the impact of COVID-19 on air transport: Just another crisis or the end of aviation as we know it? » *Journal of Transport Geography*.
- Suk, William A., Kerry Murray et Maureen D. Avakian. 2003. « Environmental hazards to children's health in the modern world. » *Mutation Research/Reviews in Mutation Research* 544 (2): 235-242.

- Szasz, Andrew et Michael Meuser. 1997. « Environmental inequalities: Literature review and proposals for new directions in research and theory. » *Current sociology* 45 (3): 99-120.
- Talen, Emily. 1997. « The social equity of urban service distribution: An exploration of park access in Pueblo, Colorado, and Macon, Georgia. » *Urban Geography* 18 (6): 521-541.
- . 2001. « School, community, and spatial equity: An empirical investigation of access to elementary schools in West Virginia. » *Annals of the Association of American Geographers* 91 (3): 465-486.
- Taylor, Dorceta E. 2000. « The rise of the environmental justice paradigm: Injustice framing and the social construction of environmental discourses. » *American behavioral scientist* 43 (4): 508-580.
- Taylor, Martin S., Frederick L. Hall et Susan E. Birnie. 1981. « A comparison of community response to aircraft noise at Toronto international and Oshawa municipal airports. » *Journal of Sound and Vibration* 77 (2): 233-244.
- Teixeira, C. 2014. « Living on the “edge of the suburbs” of Vancouver: A case study of the housing experiences and coping strategies of recent immigrants in Surrey and Richmond. » *The Canadian Geographer/Le Géographe Canadien* 58 (2): 168-187.
- Tomkins, Judith, Neville Topham, Jim Twomey et Robert Ward. 1998. « Noise versus access: the impact of an airport in an urban property market. » *Urban Studies* 35 (2): 243-258.
- Tonne, Cathryn, Carles Milà, Daniela Fecht, Mar Alvarez, John Gulliver, James Smith, Sean Beevers, Ross H. Anderson et Frank Kelly. 2018. « Socioeconomic and ethnic inequalities in exposure to air and noise pollution in London. » *Environment International* 115: 170-179.
- TRAN. 2019. *Assessing the impact of aircraft noise in the vicinity of major canadian airports*. Ottawa: House of Commons.
- Transports Canada. 1985. Loi sur l'aéronautique, L.R.C. 1985, ch. A-2. <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/a-2/>.
- . 1996. Loi sur la commercialisation des services de navigation aérienne civile, L.C. 1996, ch. 20. <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/C-29.7/>.
- . 2013. *TP 1247F Aviation - Utilisation des terrains au voisinage des aérodromes*. Ottawa. <https://tc.canada.ca/sites/default/files/migrated/tp1247f.pdf>.
- . 2016. *Les transports au Canada 2015*. Annual Reports. https://www.tc.gc.ca/media/documents/politique/2015_TC_Annual_Report_Overview-FR-Accessible.pdf.
- . 2018. *Gestion du bruit des aéronefs*. <https://tc.canada.ca/fr/aviation/exploitation-aeroports-aerodromes/gestion-bruit-aeronefs>.
- . 2021. Règlement de l'aviation canadien (DORS/96-433). <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-96-433/>.

- Tucker, Bronwen et Kevin Manaugh. 2018. « Bicycle equity in Brazil: access to safe cycling routes across neighborhoods in Rio de Janeiro and Curitiba. » *International journal of sustainable transportation* 12 (1): 29-38.
- UE. 2002. *Directive 2002/49/CE relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement*. eur-lex.europa.eu.
- US Government. 1969. Part 36 - Noise standards: aircraft type and airworthiness certification. Electronic Code of Federal Regulation (e-CFR). <https://www.ecfr.gov/current/title-14/chapter-I/subchapter-C/part-36>.
- . 1981. *Part 150 - Airport noise compatibility planning*. Electronic Code of Federal Regulation (e-CFR). <https://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?SID=f8e6df268e3dad2edb848f61b9a0fb51&mc=true&node=pt14.3.150&rgn=div5>.
- Vadrevu, Lalitha et Barun Kanjilal. 2016. « Measuring spatial equity and access to maternal health services using enhanced two step floating catchment area method (E2SFCA)—a case study of the Indian Sundarbans. » *International journal for equity in health* 15 (1): 87.
- Van den Berg, Frits, Claudia Verhagen et Daan Uitenbroek. 2015. « The relation between self-reported worry and annoyance from air and road traffic. » *International journal of environmental research and public health* 12 (3): 2486-2500.
- Van Kamp, Irene et Hugh Davies. 2013. « Noise and health in vulnerable groups: a review. » *Noise and Health* 15 (64): 153.
- Van Kempen, Elise E., Irene Van Kamp, Rebecca K. Stellato, Isabel Lopez-Barrio, Mary Haines, Mats E. Nilsson, Charlotte Clark, Danny Houthuijs, Bert Brunekreef et Birgitta Berglund. 2009. « Children's annoyance reactions to aircraft and road traffic noise. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 125 (2): 895-904.
- Van Praag, Bernard et Barbara E. Baarsma. 2005. « Using happiness surveys to value intangibles: The case of airport noise. » *The Economic Journal* 115 (500): 224-246.
- Vézina, Mireille et René Houle. 2017. *Les schémas d'établissement et l'intégration sociale de la population issue de l'immigration dans les régions métropolitaines de Montréal, Toronto et de Vancouver*. Statistique Canada.
- Vincent, Bruno et Xavier Olny. 2012. « Le bruit des transports, une nuisance, un impact majeur pour la population. » 2268-3798.
- Walker, Gordon. 2009. « Beyond distribution and proximity: exploring the multiple spatialities of environmental justice. » *Antipode* 41 (4): 614-636.
- . 2010. « Environmental justice, impact assessment and the politics of knowledge: The implications of assessing the social distribution of environmental outcomes. » *Environmental Impact Assessment Review* 30 (5): 312-318.
- . 2012. *Environmental justice: concepts, evidence and politics*. Routledge.

- Walker, Gordon et Harriet Bulkeley. 2006. « Geographies of environmental justice. » *Geoforum* 37 (5): 655-659. doi: 10.1016/j.geoforum.2005.12.002.
- Walker, Gordon, Gordon Mitchell, John Fairburn et Graham Smith. 2005. « Industrial pollution and social deprivation: evidence and complexity in evaluating and responding to environmental inequality. » *Local environment* 10 (4): 361-377.
- Walks, Alan R. et Larry S. Bourne. 2006. « Ghettos in Canada's cities? Racial segregation, ethnic enclaves and poverty concentration in Canadian urban areas. » *The Canadian Geographer/Le Géographe Canadien* 50 (3): 273-297.
- Walters, Alan A. 1975. « Noise and prices. ».
- Weihofen, Verena M., Janice Hegewald, Ulrike Euler, Peter Schlattmann, Hajo Zeeb et Andreas Seidler. 2019. « Aircraft noise and the risk of stroke: a systematic review and meta-analysis. » *Deutsches Ärzteblatt International* 116 (14): 237.
- Weuve, Jennifer, Joel D. Kaufman, Adam A. Szpiro, Cynthia Curl, Robin C. Puett, Todd Beck, Denis A. Evans et Carlos F. De Leon. 2016. « Exposure to traffic-related air pollution in relation to progression in physical disability among older adults. » *Environmental Health Perspectives* 124 (7): 1000.
- WHO. 2011. *Burden of disease from environmental noise - Quantification of healthy life years lost in Europe*. Bonn, Germany: WHO.
- . 2018. *Environmental Noise Guidelines for the European Region*. Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe.
- Wolfe, Philip J., Steve H. Yim, Gideon Lee, Akshay Ashok, Steven R. Barrett et Ian A. Waitz. 2014. « Near-airport distribution of the environmental costs of aviation. » *Transport policy* 34: 102-108.
- Woodburn, Amber. 2017. « Investigating neighborhood change in airport-adjacent communities in multiairport regions, 1970–2010. » *Transportation Research Record* 2626 (1): 1-8.
- Wu, Chunhui et Stephane Redonnet. 2021. « Prediction of Aircraft Noise Impact with Application to Hong Kong International Airport. » *Aerospace* 8 (9): 264.
- Wu, Yue. 2020. « A Critical Review of Noise Exposure Forecast (NEF) Contours and the Efficacy as a Tool for Land Use Planning. », University of Windsor (Canada).
- Zaporozhets, Oleksandr. 2016. « Aircraft noise models for assessment of noise around airports—improvements and limitations. » *Environmental Report : Aviation and climate change*: 50-56.
- Zhang, Xin. 2012. « Aircraft noise and its nearfield propagation computations. » *Acta Mechanica Sinica* 28 (4): 960-977.

ANNEXE 1 : MATERIEL SUPPLÉMENTAIRE POUR L'ARTICLE 3: A COMPARISON OF NOISE INDICATORS AND AN ANALYSIS OF THE IMPACTS OF COVID-19

A1. Equations for energy metrics indicators

L_{Aeq} is based on the following formula (A1):

$$L_{Aeq,T} = 10 \log \left\{ 1/T \int_{t_1}^{t_2} \left(\frac{P_{A(t)}}{P_0} \right)^2 dt \right\}$$

where T is time period, $p_{A(t)}$ is instantaneous sound pressure and p_0 is the reference pressure ($20 \mu P_a$), t_1 and t_2 are the instances defining time interval for the event; t_1 , t_2 and dt are expressed in seconds (Heleno, Slama et Bentes 2014).

L_{den} is calculated using the following formula (A2):

$$L_{den} = 10 \log \frac{1}{24} (12 \cdot 10^{0.1 L_{day}} + 4 \cdot 10^{0.1(L_{evening}+5)} + 8 \cdot 10^{0.1(L_{night}+10)})$$

where L_{day} represents $L_{aeq, T}$ for the day period (6 a.m. - 6 p.m.); $L_{evening}$ represents $L_{aeq, T}$ for the evening period (6 p.m. - 10 p.m.), and L_{night} represents $L_{aeq, T}$ for the night period (10 p.m. – 6 a.m.). Penalties of +5 dB(A) for the evening period and +10 dB(A) for the night are added.

L_{dn} is defined as follows (A3):

$$L_{dn} = 10 \log \left[\left(\frac{15}{24} \right) \times 10^{L_d/10} + \left(\frac{9}{24} \right) \times 10^{(L_n+10)/10} \right]$$

L_{dn} is defined as an equivalent continuous sound level taken over 24 hours with a penalty of 10 dB(A) for the night period (10 p.m. - 7 a.m.). Daytime is defined as the hours between 7 a.m. and 10 p.m. (ISO 1987).

A2. Variables definition

Low-income population: the low-income measure used in this research refers to Statistics Canada's low-income before-tax cut-offs (LICO-BT). These thresholds are indexed according to the consumer price index and represent "The Low-income cut-offs, before tax refer to income thresholds, defined using 1992 expenditure data, below which economic families or persons not in economic families would likely have devoted a larger share of their total income than average to the necessities of food, shelter and clothing. More specifically, the thresholds represented

income levels at which these families or persons were expected to spend 20 percentage points or more of their total income than average on food, shelter and clothing. These thresholds have been adjusted to current dollars using the all-items Consumer Price Index (CPI)” (Statistics Canada 2016).

Visible minorities: “Visible minority’ refers to whether a person belongs to a visible minority group as defined by the Employment Equity Act and, if so, the visible minority group to which the person belongs. The Employment Equity Act defines visible minorities as “persons, other than Aboriginal peoples, who are non-Caucasian in race or non-white in colour”. The visible minority population consists mainly of the following groups: South Asian, Chinese, Black, Filipino, Latin American, Arab, Southeast Asian, West Asian, Korean and Japanese.” (Statistics Canada 2016).

A3. Best-practice segmentation model

Most noise prediction models use this technique based on the segmentation of the aircraft's 3D flight path over time during the event (departures and arrivals). There are two parts to a 3D flight path: the first, the ground track, expressed as horizontal points along the aircraft’s path (i.e., two-dimensional projection on the ground); the second constitutes the vertical part known as the flight profile which contains information on vertical movement above the ground path, such as flight parameters of the aircraft (e.g., speed, thrust, weight, number of engines, etc.). The flight profiles data is linked to the individual performance of each aircraft and can be accessed in the international ANP database. The ANP database (Aircraft Noise and Performance) contains reference noise data NPD (Noise-Power-Distance) and consists of noise event levels expressed as a function of aircraft-receiver distance at specified engine power settings. Two approaches are used for vertical flight path description: procedural flight profiles and fixed flight profiles. The procedural approach consists of the successive steps of a flight procedure (i.e., instructions given to the aircraft crew and aircraft operating manuals). The fixed flight profiles approach consists of a set of profile points (i.e., altitude, speed, and thrust values as a function of ground distance along the track). For noise modelling, the flight path is constructed by merging the 2D flight profile with the 2D ground track, usually to form a sequence of 3D flight path segments. For each event, the model calculates noise level at specific receiver locations by summing the contribution of noise emission units obtained by segmenting the flight path. This process is repeated for each receiver location in a grid of sound receivers around the airport, and then interpolations are performed between these receivers with equal noise values to generate noise contours (Pretto et al. 2019; Pretto et al. 2020). Additional information is also necessary to improve prediction of the model,

namely atmospheric conditions (e.g., temperature, pressure, wind speed) or local topography (e.g., elevation of land surfaces around the airport).

Table A1: Population exposed to aircraft noise according to noise level of L_{den} , L_{dn} , and $L_{Aeq,24h}$ indicators in 2019 and 2020

| Year | | 2019 | | | | 2020 | | | |
|-----------------------|-----------|----------------|----------------|----------------|--------------|----------------|----------------|----------------|--------------|
| Indicator | | L_{den} | | | | L_{den} | | | |
| Decibels | | 50-55 dB(A) | 55-60 dB(A) | 60-65 dB(A) | ≥65 dB(A) | 50-55 dB(A) | 55-60 dB(A) | 60-65 dB(A) | ≥65 dB(A) |
| Groups | CMA | | | | | | | | |
| Total | 4,098,927 | 323,590 | 94,651 | 19,429 | 1,726 | 76,802 | 20,533 | 2,080 | 0 |
| 0-14 years old | 691,345 | 53,879 | 17,172 | 3,348 | 211 | 13,628 | 3,643 | 425 | 0 |
| 65 and over | 671,690 | 49,369 | 17,392 | 3,656 | 448 | 14,550 | 3,693 | 354 | 0 |
| Low-income population | 479,645 | 59,569 | 16,251 | 2,238 | 136 | 13,554 | 2,444 | 165 | 0 |
| Visible minorities | 904,840 | 122,765 | 46,691 | 7,955 | 437 | 38,208 | 8,415 | 570 | 0 |
| Indicator | | L_{dn} | | | | L_{dn} | | | |
| Decibels | | 50-55 dB(A) | 55-60 dB(A) | 60-65 dB(A) | ≥65 dB(A) | 50-55 dB(A) | 55-60 dB(A) | 60-65 dB(A) | ≥65 dB(A) |
| Groups | CMA | | | | | | | | |
| Total | 4,098,927 | 250,771 | 58,138 | 11,328 | 998 | 46,767 | 10,013 | 736 | 0 |
| 0-14 years old | 691,345 | 41,778 | 10,088 | 2,071 | 109 | 8,136 | 1,927 | 124 | 0 |
| 65 and over | 671,690 | 38,665 | 11,442 | 2,104 | 277 | 9,158 | 1,748 | 142 | 0 |
| Low-income population | 479,645 | 46,672 | 8,911 | 1,146 | 79 | 7,442 | 879 | 50 | 0 |
| Visible minorities | 904,840 | 100,167 | 27,119 | 4,409 | 241 | 22,296 | 3,529 | 115 | 0 |
| Indicator | | $L_{Aeq, 24h}$ | | | | $L_{Aeq, 24h}$ | | | |
| Decibels | | 50-55 dB(A) | 55-60 dB(A) | 60-65 dB(A) | ≥65 dB(A) | 50-55 dB(A) | 55-60 dB(A) | 60-65 dB(A) | ≥65 dB(A) |
| Groups | CMA | | | | | | | | |
| Total | 4,098,927 | 119,630 | 20,809 | 2,239 | 97 | 26,669 | 3,141 | 87 | 0 |
| 0-14 years old | 691,345 | 22,246 | 3,579 | 263 | 12 | 4,659 | 639 | 14 | 0 |
| 65 and over | 671,690 | 20,847 | 3,864 | 587 | 16 | 4,935 | 546 | 18 | 0 |
| Low-income population | 479,645 | 21,404 | 2,355 | 167 | 5 | 3,463 | 233 | 6 | 0 |
| Visible minorities | 904,840 | 58,963 | 8,371 | 559 | 24 | 11,515 | 841 | 18 | 0 |

Table A2: Population exposed to aircraft noise according to the noise level of L_{Amax} indicator in 2019 and 2020

| Year | | 2019 | | | | | |
|-----------------------|------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|--------------|
| Decibels | | 65-70 dB(A) | 70-75 dB(A) | 75-80 dB(A) | 80-85 dB(A) | 85-90 dB(A) | ≥90 dB(A) |
| Groups | CMA | | | | | | |
| Total | 4,098,927 | 1,115,413 | 500,619 | 173,640 | 38,443 | 10,290 | 1,375 |
| 0-14 years old | 691,345 | 171,598 | 84,294 | 30,353 | 6,809 | 1,717 | 178 |
| 65 and over | 671,690 | 181,334 | 76,623 | 27,767 | 6,718 | 2,014 | 301 |
| Low-income population | 479,645 | 213,164 | 92,990 | 30,591 | 4,776 | 850 | 95 |
| Visible minorities | 904,840 | 358,244 | 176,802 | 73,440 | 15,664 | 3,136 | 360 |
| Year | | 2020 | | | | | |
| Indicator | | L_{Amax} | | | | | |
| Decibels | | 65-70 dB(A) | 70-75 dB(A) | 75-80 dB(A) | 80-85 dB(A) | 85-90 dB(A) | ≥90 dB(A) |
| Groups | CMA | | | | | | |
| Total | 4,098,927 | 1,039,791 | 410,974 | 111,623 | 19,617 | 2,848 | 178 |
| 0-14 years old | 691,345 | 168,497 | 72,497 | 20,524 | 3,508 | 576 | 31 |
| 65 and over | 671,690 | 173,405 | 64,349 | 19,677 | 3,517 | 505 | 36 |
| Low-income population | 479,645 | 203,262 | 77,783 | 20,865 | 2,329 | 195 | 14 |
| Visible minorities | 904,840 | 382,222 | 166,188 | 54,846 | 8,105 | 735 | 34 |

Table A3: Odds ratios for logistic regression according to noise indicators

| 2019 - <i>L</i> _{den} | Model A: 50-55 dB(A) | | Model B: 55-60 dB(A) | | Model C: ≥60 dB(A) | |
|--------------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|--------------------|-----------------------|
| | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a |
| <i>Intercept</i> | 0.033 | [0.025 – 0.044] | 0.001 | [0.001 – 0.002] | 0.004 | [0.001 – 0.009] |
| 0-14 years old (%) | 0.981 | [0.970 – 0.992] | 1.049 | [1.027 – 1.071] | 0.961 | [0.922 – 1.001] |
| 65 years old and over (%) | 0.997 | [0.990 – 1.003] | 1.044 | [1.033 – 1.054] | 1.022 | [1.003 – 1.040] |
| Low-income population (%) | 1.016 | [1.010 – 1.022] | 0.967 | [0.957 – 0.977] | 0.932 | [0.912 – 0.952] |
| Visible minorities (%) | 1.038 | [1.035 – 1.041] | 1.060 | [1.055 – 1.065] | 1.059 | [1.051 – 1.067] |
| Observations | 29373 | | 29373 | | 29373 | |
| Observations (1) | 1795 | | 633 | | 174 | |
| AIC | 12 295 | | 5 298 | | 1 935 | |
| McFadden | 0.091 | | 0.134 | | 0.097 | |
| Cox and Snell R ² | 0.041 | | 0.028 | | 0.007 | |
| Nagelkerke R ² | 0.111 | | 0.147 | | 0.100 | |
| 2020 - <i>L</i> _{den} | Model A: 50-55 dB(A) | | Model B: 55-60 dB(A) | | Model C: ≥60 dB(A) | |
| | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a |
| <i>Intercept</i> | 0.001 | [0.001 – 0.002] | 0.002 | [0.001 – 0.005] | 0.000 | [0.000 – 0.004] |
| 0-14 years old (%) | 1.043 | [1.019 – 1.068] | 0.991 | [0.953 – 1.031] | 1.040 | [0.952 – 1.132] |
| 65 years old and over (%) | 1.042 | [1.030 – 1.054] | 1.022 | [1.002 – 1.041] | 1.041 | [1.000 – 1.078] |
| Low-income population (%) | 0.976 | [0.965 – 0.987] | 0.953 | [0.933 – 0.971] | 0.929 | [0.868 – 0.985] |
| Visible minorities (%) | 1.061 | [1.056 – 1.067] | 1.055 | [1.047 – 1.063] | 1.015 | [0.993 – 1.035] |
| Observations | 29373 | | 29373 | | 29373 | |
| Observations (1) | 470 | | 173 | | 37 | |
| AIC | 4 131 | | 1 952 | | 566 | |
| McFadden | 0.144 | | 0.085 | | 0.021 | |
| Cox and Snell R ² | 0.023 | | 0.006 | | 0.000 | |
| Nagelkerke R ² | 0.155 | | 0.087 | | 0.021 | |

Bold: significant at the level of P<0.05. ^a 95% confidence interval.

| 2019 - <i>L</i> _{dn} | Model A: 50-55 dB(A) | | Model B: 55-60dB(A) | | Model C: ≥60 dB(A) | |
|-------------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|--------------------|-----------------------|
| | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a |
| <i>Intercept</i> | 0.032 | [0.024 – 0.044] | 0.001 | [0.001 – 0.002] | 0.001 | [0.000 – 0.005] |
| 0-14 years old (%) | 0.968 | [0.955 – 0.980] | 1.031 | [1.004 – 1.058] | 0.993 | [0.945 – 1.043] |
| 65 years old and over (%) | 0.996 | [0.989 – 1.003] | 1.041 | [1.028 – 1.054] | 1.029 | [1.006 – 1.051] |
| Low-income population (%) | 1.007 | [1.001 – 1.013] | 0.954 | [0.942 – 0.967] | 0.915 | [0.888 – 0.941] |
| Visible minorities (%) | 1.042 | [1.039 – 1.045] | 1.064 | [1.058 – 1.069] | 1.059 | [1.050 – 1.069] |
| Observations | 29373 | | 29373 | | 29373 | |
| Observations (1) | 1408 | | 407 | | 120 | |
| AIC | 10 286 | | 3 724 | | 1 419 | |
| McFadden | 0.091 | | 0.134 | | 0.096 | |
| Cox and Snell R ² | 0.034 | | 0.019 | | 0.005 | |
| Nagelkerke R ² | 0.107 | | 0.143 | | 0.099 | |
| 2020 - <i>L</i> _{dn} | Model A: 50-55 dB(A) | | Model B: 55-60 dB(A) | | Model C: ≥60 dB(A) | |
| | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a |
| <i>Intercept</i> | 0.001 | [0.001 – 0.002] | 0.001 | [0.000 – 0.002] | 0.001 | [0.000 – 0.011] |
| 0-14 years old (%) | 1.020 | [0.990 – 1.051] | 1.041 | [0.990 – 1.094] | 0.992 | [0.890 – 1.102] |
| 65 years old and over (%) | 1.037 | [1.023 – 1.052] | 1.043 | [1.019 – 1.065] | 1.023 | [0.973 – 1.068] |
| Low-income population (%) | 0.964 | [0.950 – 0.977] | 0.923 | [0.894 – 0.950] | 0.938 | [0.867 – 1.002] |
| Visible minorities (%) | 1.062 | [1.056 – 1.069] | 1.048 | [1.038 – 1.058] | 1.012 | [0.984 – 1.037] |
| Observations | 29373 | | 29373 | | 29373 | |
| Observations (1) | 306 | | 113 | | 25 | |
| AIC | 2 973 | | 1 392 | | 408 | |
| McFadden | 0.129 | | 0.067 | | 0.013 | |
| Cox and Snell R ² | 0.014 | | 0.003 | | 0.000 | |
| Nagelkerke R ² | 0.136 | | 0.069 | | 0.013 | |

Bold: significant at the level of P<0.05. ^a 95% confidence interval.

| 2019 – $L_{Aeq,24h}$ | Model A: 50-55 dB(A) | | Model B: 55-60 dB(A) | | Model C: ≥ 60 dB(A) | |
|------------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|--------------------------|-----------------------|
| | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a |
| <i>Intercept</i> | 0.002 | [0.001 – 0.004] | 0.005 | [0.002 – 0.012] | 0.018 | [0.003 – 0.093] |
| 0-14 years old (%) | 1.036 | [1.016 – 1.056] | 0.957 | [0.921 – 0.995] | 0.847 | [0.785 – 0.919] |
| 65 years old and over (%) | 1.036 | [1.026 – 1.046] | 1.018 | [1.001 – 1.036] | 0.993 | [0.962 – 1.024] |
| Low-income population (%) | 0.972 | [0.963 – 0.981] | 0.929 | [0.909 – 0.948] | 0.891 | [0.841 – 0.935] |
| Visible minorities (%) | 1.059 | [1.055 – 1.063] | 1.059 | [1.051 – 1.067] | 1.049 | [1.034 – 1.064] |
| Observations | 29373 | | 29373 | | 29373 | |
| Observations (1) | 727 | | 190 | | 40 | |
| AIC | 5 916 | | 2 083 | | 562 | |
| McFadden | 0.133 | | 0.096 | | 0.092 | |
| Cox and Snell R ² | 0.030 | | 0.007 | | 0.002 | |
| Nagelkerke R ² | 0.147 | | 0.100 | | 0.092 | |
| 2020 – $L_{Aeq,24h}$ | Model A: 50-55 dB(A) | | Model B: 55-60 dB(A) | | Model C: ≥ 60 dB(A) | |
| | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a |
| <i>Intercept</i> | 0.002 | [0.001 – 0.005] | 0.000 | [0.000 – 0.002] | 0.001 | [0.000 – 0.001] |
| 0-14 years old (%) | 0.993 | [0.958 – 1.030] | 1.057 | [0.982 – 1.135] | 1.122 | [0.890 – 1.337] |
| 65 years old and over (%) | 1.023 | [1.005 – 1.040] | 1.050 | [1.017 – 1.080] | 1.072 | [0.958 – 1.159] |
| Low-income population (%) | 0.957 | [0.939 – 0.974] | 0.915 | [0.862 – 0.964] | 0.957 | [0.824 – 1.066] |
| Visible minorities (%) | 1.057 | [1.050 – 1.065] | 1.017 | [0.999 – 1.034] | 1.036 | [0.985 – 1.078] |
| Observations | 29373 | | 29373 | | 29373 | |
| Observations (1) | 206 | | 53 | | 5 | |
| AIC | 2 231 | | 762 | | 103 | |
| McFadden | 0.095 | | 0.031 | | 0.042 | |
| Cox and Snell R ² | 0.008 | | 0.001 | | 0.000 | |
| Nagelkerke R ² | 0.099 | | 0.031 | | 0.042 | |

Bold: significant at the level of $P < 0.05$. ^a 95% confidence interval.

| 2019 - L_{Amax} | Model A: 65-70 dB(A) | | Model B: 70-75 dB(A) | | Model C: 75-80 dB(A) | |
|------------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|
| | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a |
| <i>Intercept</i> | 0.302 | [0.251 – 0.363] | 0.039 | [0.031 – 0.050] | 0.015 | [0.010 – 0.021] |
| 0-14 years old (%) | 0.926 | [0.919 – 0.934] | 0.987 | [0.977 – 0.997] | 0.985 | [0.970 – 1.000] |
| 65 years old and over (%) | 0.991 | [0.987 – 0.995] | 1.001 | [0.995 – 1.006] | 1.006 | [0.998 – 1.015] |
| Low-income population (%) | 1.065 | [1.061 – 1.069] | 1.037 | [1.032 – 1.042] | 0.990 | [0.983 – 0.997] |
| Visible minorities (%) | 1.032 | [1.030 – 1.034] | 1.033 | [1.031 – 1.036] | 1.049 | [1.045 – 1.052] |
| Observations | 29373 | | 29373 | | 29373 | |
| Observations (1) | 6442 | | 2694 | | 1042 | |
| AIC | 25 844 | | 16 106 | | 8 143 | |
| McFadden | 0.164 | | 0.106 | | 0.097 | |
| Cox and Snell R ² | 0.158 | | 0.063 | | 0.029 | |
| Nagelkerke R ² | 0.243 | | 0.137 | | 0.111 | |
| 2019 - L_{Amax} | Model D: 80-85 dB(A) | | Model E: 85-90 dB(A) | | Model F: ≥90 dB(A) | |
| | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a |
| <i>Intercept</i> | 0.005 | [0.002 – 0.009] | 0.009 | [0.003 – 0.025] | 0.033 | [0.005 – 0.172] |
| 0-14 years old (%) | 0.988 | [0.960 – 1.016] | 0.942 | [0.899 – 0.988] | 0.822 | [0.760 – 0.895] |
| 65 years old and over (%) | 1.021 | [1.007 – 1.035] | 1.015 | [0.995 – 1.035] | 0.982 | [0.949 – 1.014] |
| Low-income population (%) | 0.942 | [0.928 – 0.956] | 0.900 | [0.871 – 0.927] | 0.874 | [0.818 – 0.924] |
| Visible minorities (%) | 1.056 | [1.050 – 1.062] | 1.044 | [1.034 – 1.053] | 1.050 | [1.034 – 1.066] |
| Observations | 29373 | | 29373 | | 29373 | |
| Observations (1) | 354 | | 134 | | 34 | |
| AIC | 3 496 | | 1 616 | | 482 | |
| McFadden | 0.090 | | 0.062 | | 0.106 | |
| Cox and Snell R ² | 0.012 | | 0.004 | | 0.002 | |
| Nagelkerke R ² | 0.096 | | 0.063 | | 0.107 | |

Bold: significant at the level of $P < 0.05$. ^a 95% confidence interval.

| 2020 - L_{Amax} | Model A: 65-70 dB(A) | | Model B: 70-75dB(A) | | Model C: 75-80 dB(A) | |
|------------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|
| | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a |
| <i>Intercept</i> | 0.029 | [0.024 – 0.036] | 0.010 | [0.008 – 0.013] | 0.001 | [0.001 – 0.002] |
| 0-14 years old (%) | 0.993 | [0.984 – 1.001] | 1.024 | [1.013 – 1.035] | 1.038 | [1.017 – 1.060] |
| 65 years old and over (%) | 1.021 | [1.017 – 1.025] | 1.019 | [1.013 – 1.025] | 1.040 | [1.029 – 1.050] |
| Low-income population (%) | 1.065 | [1.060 – 1.070] | 1.029 | [1.024 – 1.035] | 0.985 | [0.976 – 0.995] |
| Visible minorities (%) | 1.055 | [1.053 – 1.057] | 1.045 | [1.042 – 1.048] | 1.058 | [1.053 – 1.063] |
| Observations | 29373 | | 29373 | | 29373 | |
| Observations (1) | 5608 | | 2230 | | 603 | |
| AIC | 22 044 | | 13 518 | | 5 074 | |
| McFadden | 0.231 | | 0.144 | | 0.139 | |
| Cox and Snell R ² | 0.201 | | 0.075 | | 0.027 | |
| Nagelkerke R ² | 0.323 | | 0.179 | | 0.151 | |
| 2020 - L_{Amax} | Model D: 80-85 dB(A) | | Model E: 85-90 dB(A) | | Model F: ≥90 dB(A) | |
| | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a | OR | [CI 95%] ^a |
| <i>Intercept</i> | 0.002 | [0.001 – 0.005] | 0.000 | [0.000 – 0.002] | 0.000 | [0.000 – 0.001] |
| 0-14 years old (%) | 0.990 | [0.951 – 1.032] | 1.068 | [0.993 – 1.145] | 1.098 | [0.915 – 1.273] |
| 65 years old and over (%) | 1.022 | [1.002 – 1.042] | 1.049 | [1.015 – 1.080] | 1.061 | [0.974 – 1.133] |
| Low-income population (%) | 0.950 | [0.930 – 0.970] | 0.900 | [0.846 – 0.951] | 0.976 | [0.868 – 1.065] |
| Visible minorities (%) | 1.055 | [1.046 – 1.063] | 1.024 | [1.007 – 1.040] | 1.022 | [0.978 – 1.059] |
| Observations | 29373 | | 29373 | | 29373 | |
| Observations (1) | 163 | | 53 | | 8 | |
| AIC | 1 863 | | 757 | | 154 | |
| McFadden | 0.082 | | 0.037 | | 0.022 | |
| Cox and Snell R ² | 0.006 | | 0.001 | | 0.000 | |
| Nagelkerke R ² | 0.084 | | 0.037 | | 0.022 | |

Bold: significant at the level of $P < 0.05$. ^a 95% confidence interval.